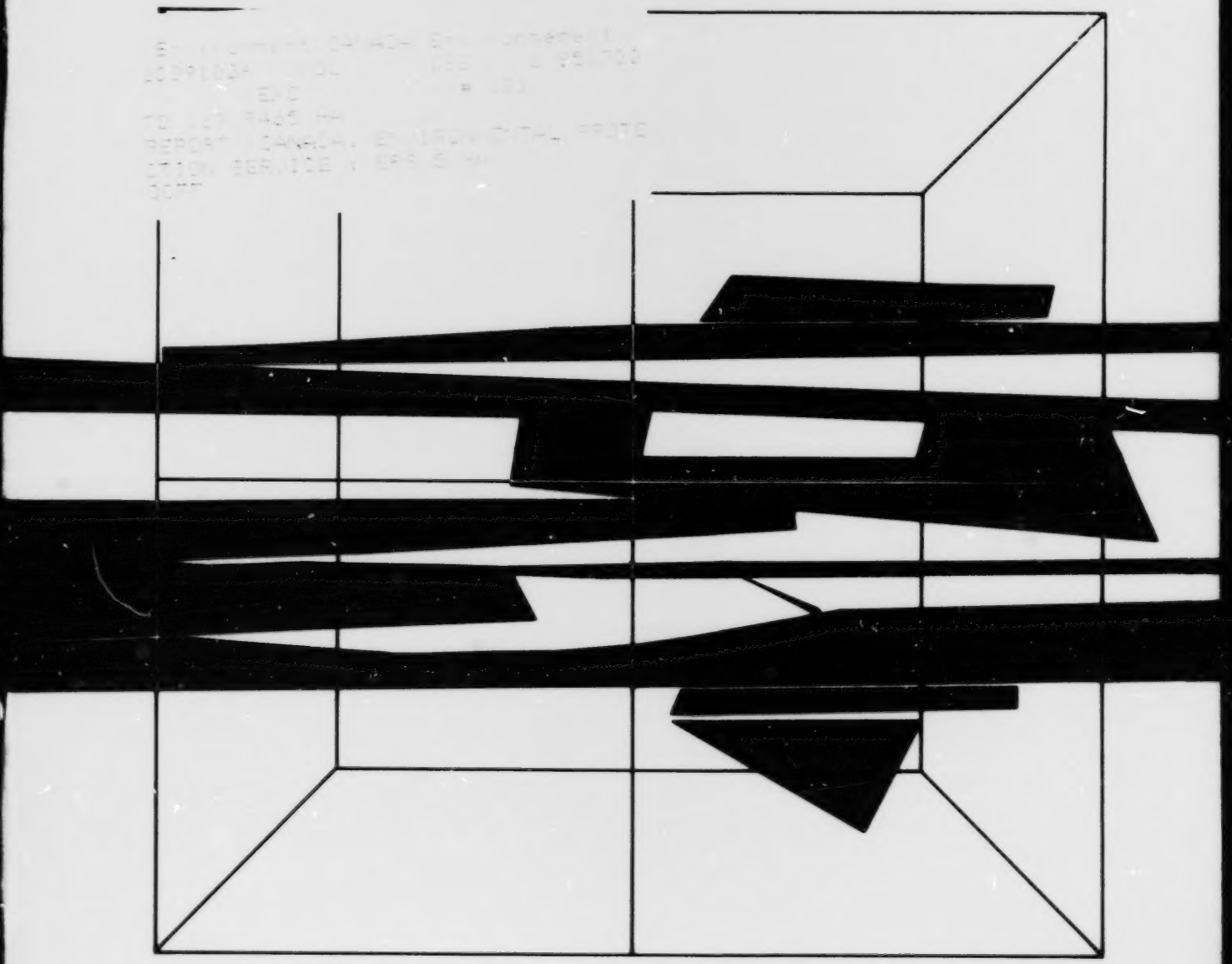
Polychlorinated Dibenzo-*p*-Dioxins (PCDDs) and Polychlorinated Dibenzofurans (PCDFs) : Sources and Releases

Report EPS 5/HA/2
July 1985

1885 1985



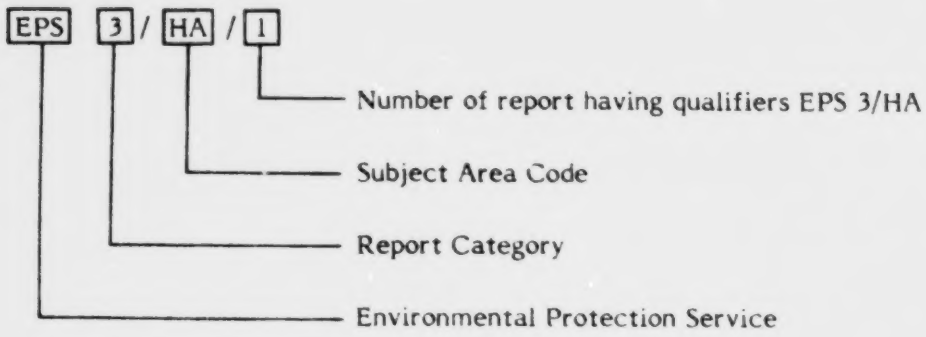
Environment Canada
Environmental Protection Service

Environnement Canada
Service de la protection de l'environnement

Canada

ENVIRONMENTAL PROTECTION SERVICE REPORT SERIES

Sample Number:



Categories

1	Regulations/Guidelines/Codes of Practice
2	Public Consultation: Problem Assessment, Control Options
3	Research and Technology Development
4	Literature Reviews
5	Surveys
6	Social, Economic and Environmental Impact Assessments
7	Surveillance
8	Policy Proposals & Statements
9	Manuals

Subject Areas

AG	Agriculture
AP	Airborne Pollutants
AT	Aquatic Toxicity
CC	Commercial Chemicals
CP	Consumer Pollution
FP	Food Processing
HA	Hazardous Wastes
IC	Inorganic Chemicals
MA	Marine Pollution
MM	Mining & Mineral Processing
NR	Northern Regions
PF	Paper and Fibres
PG	Power Generation
PN	Petroleum and Natural Gas
SP	Oil & Chemical Spills
SRM	Standard Reference Methods
TS	Transportation Systems
UP	Urban Pollution

New subject areas and codes are introduced as they become necessary. A list of EPS reports may be obtained from the Publications Section, Environmental Protection Service, Environment Canada, Ottawa, Ontario, Canada, K1A 1C8.

National Parks Centennial
1885
1985
Centenaire des parcs nationaux

1885 – 1985:
100 years of Heritage Conservation
Canada's first national park was established in 1885 at Banff, Alberta. Today there are national parks and national historic parks in every province and territory. The National Parks Centennial is an occasion to renew our commitment to preserve examples of our heritage unimpaired for the benefit of all Canadians.

POLYCHLORINATED DIBENZO-p-DIOXINS (PCDDs) AND POLYCHLORINATED DIBENZOFURANS (PCDFs): SOURCES AND RELEASES

by

A. Sheffield
Environmental Protection Service
Environment Canada

Report EPS 5/HA/2
July 1985

COMMENTS

Any comments on the contents of this report may be addressed to:

Chief
Inventory Management Division
Program Management Branch
Environmental Protection Service
Environment Canada
Ottawa, Ontario
K1A 1C8

aussi disponible en français

s'adresser à la

Section des publications
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada
Ottawa, Ontario
K1A 1C8

© Minister of Supply and Services Canada 1985
Cat. No. En 49-4 5-2E
ISBN 0-662-14199-7
BEAUREGARD PRESS LIMITED

ABSTRACT

This report provides a preliminary overview of sources and releases of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) in the Canadian environment. Available data on PCDD and PCDF concentrations in air emissions, liquid effluents, solid wastes and chemicals in commerce have been summarized and, where practical, quantitative estimates of releases to the environment have been developed. Major gaps in the data are identified to provide direction for future action.

Sources of potentially significant releases to air include municipal waste incinerators, sewage sludge incinerators, wigwam burners and/or wood waste boilers. Data for municipal incinerator air emissions vary by more than an order of magnitude, depending on the information source used in the calculations. Emissions to the atmosphere from wood waste combustion vary by up to 30 kg per annum, again depending on the information used to make the estimate.

An estimate is also provided for the potential amount of PCDDs released in forest fires. The emission estimate assumes that PCDD concentration levels found in particulate matter from the chimneys of residential wood combustion units are representative of PCDD levels in particulate matter released from forest fires. On this basis, forest fires may represent the largest combustion source of PCDD releases to the environment and, consequently, the assumptions used in arriving at this estimate must be verified.

Because the information available to make quantitative estimates of the releases to the environment of PCDDs and PCDFs was limited, various assumptions were made in developing the estimates and, in some cases, existing information was simply extrapolated. The data contained in the report must be viewed with caution due to the unknown accuracy and preliminary nature of these data. It will be necessary to improve the data base for PCDD/PCDF sources and releases to the environment.

RÉSUMÉ

Le rapport donne un aperçu préliminaire des sources et des dégagements de dibenzo-p-dioxines polychlorées (DDPC) et de dibenzofurannes polychlorés (DFPC) dans l'environnement canadien. Il contient un résumé des données existantes sur les concentrations de DDPC et de DFPC dans les émissions atmosphériques, les effluents liquides, les déchets solides et les produits chimiques du secteur commercial, et également, dans la mesure où il était possible d'en établir, des estimations quantitatives des dégagements dans l'environnement. Les principales lacunes des données ont été indiquées afin de pouvoir orienter les activités futures.

Les incinérateurs de déchets municipaux, les incinérateurs de boue d'égoût, les brûleurs coniques ou les chaudières à déchets de bois sont quelques-unes des sources de dégagements atmosphériques pouvant avoir une certaine importance. Les données concernant les dégagements atmosphériques provenant des incinérateurs municipaux varient de plus d'un ordre de grandeur, selon la source d'information utilisée dans les calculs. Les dégagements atmosphériques causés par la combustion de déchets de bois varient de plus de 30 kg par année, compte tenu également de l'information utilisée pour préparer les estimations.

Le rapport donne aussi une estimation de la quantité possible de DDPC dégagée par les feux de forêts. D'après ces estimations, les niveaux de concentration de DDPC trouvés dans les particules produites par les appareils de chauffage au bois dans les résidences sont représentatifs des niveaux de DDPC dans les particules rejetées lors des feux de forêts. Sur ce plan, les feux peuvent représenter la plus grande source de dégagements de DDPC dans l'environnement causés par la combustion et, par conséquent, les hypothèses utilisées pour en arriver à cette estimation doivent être vérifiées.

En raison du peu d'information disponible pour établir les estimations quantitatives des dégagements atmosphériques de DDPC et de DFPC, diverses hypothèses ont été avancées au moment de la préparation des estimations et, dans certains cas, l'information existante a simplement été extrapolée. Les données contenues dans le rapport doivent donc être utilisées avec circonspection, attribuable l'exactitude inconnu et l'essence préliminaire des données. Il faudra songer à améliorer la base de données concernant les sources de DDPC et de DFPC et leurs dégagements dans l'environnement.

TABLE OF CONTENTS

		Page
ABSTRACT		iii
LIST OF TABLES		v
SUMMARY		ix
1	INTRODUCTION	1
2	CHEMICAL SOURCES OF PCDDs AND PCDFs	3
2.1	Chlorophenols	3
2.1.1	Production	3
2.1.2	Usage	5
2.2	Phenoxy Compounds	8
2.2.1	2,4-D	8
2.2.2	2,4,5-T	9
2.2.3	Hexachlorophene	10
2.2.4	Other Herbicides	10
2.3	PCBs	11
3	COMBUSTION SOURCES OF PCDDs AND PCDFs	13
3.1	Incineration	13
3.1.1	Municipal Refuse Incineration	13
3.1.2	Sewage Sludge Incineration	22
3.1.3	Industrial and Commercial Incineration	23
3.1.4	Chemical Waste Incineration	24
3.1.5	Hospital Waste Incineration	24
3.1.6	Wire Reclamation Incineration	24
3.2	Boilers	24
3.2.1	Utility Boilers	24
3.2.2	Industrial Boilers	27
3.3	Residential Stoves, Fireplaces and Furnaces	27
3.3.1	Wood Combustion	27
3.3.2	Oil Combustion	29
3.3.3	Natural Gas Combustion	29
3.4	Other Combustion	29
3.4.1	Wood Combustion	29
3.4.2	Pyrolysis of PCBs and Chlorobenzenes	33
3.4.3	Oxidation of Coal	33
3.4.4	Cigarette Smoke	33
3.4.5	Coal Combustion-Metallurgical Coke	34
3.4.6	Electrical Capacitor/Transformer Fires	34
4	MOTOR VEHICLE SOURCES	35

Page

GLOSSARY 36

REFERENCES 38

BIBLIOGRAPHY 45

LIST OF TABLES

Table		Page
S.1	PCDD AND PCDF RELEASES TO THE ENVIRONMENT FROM CHEMICAL SOURCES	x
S.2	PCDD AND PCDF RELEASES TO THE ENVIRONMENT FROM COMBUSTION SOURCES	xi
1	POLYCHLORINATED DIBENZO-p-DIOXINS AND POLYCHLORINATED DIBENZOFURANS ISOMERS	1
2	PCDDs IN TECHNICAL GRADE PENTACHLOROPHENOL MARKETED IN CANADA (µg/g)	4
3	PCDF LEVELS IN CHLORINATED PHENOLS	4
4	PCDD AND PCDF EMISSIONS FROM CHLOROPHENOL PRODUCTION IN 1981 (g)	4
5	PCDD/PCDF CONCENTRATIONS IN VARIOUS WATER SAMPLES FROM WOOD PRESERVATION PLANTS	6
6	AVERAGE PCDD LEVELS IN 2,4-D FORMULATIONS PRIOR TO 1982 (µg/kg)	8
7	POTENTIAL PCDD ENVIRONMENTAL RELEASES FROM 2,4-D FORMULATIONS (g/annum)	9
8	CHLORINATED DIBENZOFURAN CONCENTRATIONS IN VARIOUS PCBs (µg/g PCB)	12
9	RANGE OF PCDD/PCDF CONCENTRATIONS IN FLY ASH FROM MUNICIPAL INCINERATORS (ppb)	15
10	RANGE OF PCDD/PCDF CONCENTRATIONS IN FLY ASH FROM CANADIAN MUNICIPAL INCINERATORS (ppb)	16
11	RANGE OF PCDD/PCDF CONCENTRATIONS IN FLUE GAS FROM MUNICIPAL INCINERATORS (ng/m^3)	17
12	PCDD/PCDF CONCENTRATIONS IN STACK GAS FROM CANADIAN MUNICIPAL INCINERATORS (ng/m^3)	18
13	AVERAGE PCDD AND PCDF EMISSIONS FROM MUNICIPAL INCINERATORS, 1980 (g)	21
14	PCDD/PCDF CONCENTRATIONS IN REFUSE AND ASH AT A MUNICIPAL INCINERATOR	22

Table		Page
15	PCDD/PCDF CONCENTRATIONS IN FLY ASH FROM CANADIAN COAL-FIRED POWER PLANTS (ng/g)	25
16	PCDD AND PCDF EMISSIONS FROM COAL-FIRED UTILITY BOILERS, 1980 (g)	26
17	CHLORINATED DIOXIN CONCENTRATIONS FROM RESIDENTIAL WOOD COMBUSTION (ppt)	28
18	PCDD EMISSIONS FROM FUELWOOD COMBUSTION, 1980 (g)	28
19	CONCENTRATIONS OF PCDDs AND PCDFs FROM AMMUNITION BOX BURNING (ng/m^3)	31
20	PCDD EMISSIONS FROM OPEN-BURNING SOURCES	32
21	CANADIAN DIOXIN EMISSIONS FROM MOTOR VEHICLES, 1980 (g)	35
22	DIOXIN CONTENT IN MUFFLERS FROM MOTOR VEHICLES (ppt)	36

SUMMARY

This report provides a preliminary overview of sources and releases of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins (PCDDs) and polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) in the Canadian environment. It is intended to provide a background for the assessment of the relative importance of known sources of PCDDs and PCDFs, and to identify major data gaps that require attention.

Estimated PCDD and PCDF releases to the environment through the production and use of chemicals are summarized in Table S.1. Although no longer produced in Canada, chlorophenols are used extensively both commercially and domestically and can result in releases of PCDDs and PCDFs to all media of the environment. PCDDs, which are present as contaminants in various phenoxy compounds can also potentially be released. PCDFs, which have been measured in PCBs, will only enter the environment as a result of inadvertent release of PCBs.

Estimated PCDD and PCDF releases to the environment through combustion are provided in Table S.2. PCDDs and PCDFs in fly ashes, where provided, are based on limited analyses and the quantities generated. Estimates for air emissions were calculated using emission factors based on available information on concentrations of PCDDs and PCDFs released on combustion of the various materials, and the quantities of waste, fuel, wood, or other material burned.

A major conclusion of this review is that there are insufficient data to provide accurate information on releases of PCDDs and PCDFs from all the sources identified. However, in 1983 the Minister's Advisory Committee on Dioxins recommended that the incineration of municipal garbage and the use of pentachlorophenol as a preservative in the wood industry be Canadian priorities. The data summarized in Tables S.1 and S.2 support this conclusion.

In support of the committee's recommendations, a code of good practice for the wood protection industry is being developed in conjunction with provincial, industry and labour officials. Action has also commenced to develop a similar code for the more extensive wood preservation industry.

In 1984, a comprehensive National Incinerator Testing and Evaluation Program for municipal incinerators was initiated. The aim of the program is to define the best operating conditions for existing facilities, to characterize the emissions, and to recommend and develop the most appropriate control technologies to reduce emissions to acceptable levels.

TABLE S.1 ESTIMATED PCDD AND PCDF RELEASES TO THE ENVIRONMENT FROM CHEMICAL SOURCES

Source	Releases (g/annum) PCDD	PCDF	Notes
Chlorophenol Production			
- Air Emissions	900	600	Based on PCDD/PCDF levels in chlorophenols, total 1981 production, and the assumption that 0.001 kg product is lost per kg product produced.
- Wastewater	13	13	Using process wastewater generated and PCDD/PCDF concentrations in wastewater.
Processes Using Pentachlorophenol			
- Wood Preservation			
- Wastewater	1000	600	Estimates calculated using pentachlorophenol losses to these two media, and average concentrations of PCDDs and PCDFs in pentachlorophenol. (Does not include combustion, but part of total pentachlorophenol "potential" release.)
- Waste Disposal	>500	>300	
Chemical Products			
- 2,4-D Formulations	100		Estimates based on 1983 consumption of 4200 tonnes and present regulations limiting concentrations of each dioxin group to a maximum of 10 ppb (compliance levels may be lower).
- 2,4,5-T	1		Based on usage of 90 tonnes in 1983 and present 2,3,7,8-T_4CDD compliance levels of 10 ppb.
- Dicamba	11		Estimates based on 560 tonnes of imports in 1983 and average concentration of 0.02 ppm for 2,7-D_2CDD.
- Pentachlorophenol	(1.4×10^6)*	(0.8×10^6)*	Presence of PCDDs and PCDFs based on their average concentrations in pentachlorophenol and 1983 consumption of 2650 tonnes.
- PCBs		(75000)*	Release of T_4CDF estimated based on quantity of PCBs still in service in 1982 and concentrations recorded in tests performed on electrical transformers containing PCBs.

* Presence in these products represents only a potential for release, and not actual quantities lost to the environment.

TABLE S.2 ESTIMATED PCDD AND PCDF RELEASES TO THE ENVIRONMENT FROM COMBUSTION SOURCES

Source	Releases (g/annum) PCDD	PCDF	Notes
Municipal Incineration			
- Fly Ash	2900-7100	4900-15600	Estimates based on plant-specific PCDD/PCDF fly ash concentrations (where available), average concentrations for remaining plants, and total precipitated fly ash generated.
- Air Emissions	250-13700	550-21700	Canadian source-specific testing data for some plants and average emission factors along with the quantity of refuse incinerated for remaining plants, were used to estimate emissions.
Sewage Sludge Incineration			
- Air Emissions	1400-3300	1500-6500	Estimates based on one set of tests and applied to all Canadian sources.
Coal-Fired Utility Boilers			
- Fly Ash	N.D.-300	30-1300	Estimates based on plant-specific PCDD/PCDF fly ash concentrations for most sites, average values for remaining plants, and total precipitated fly ash generated.
- Air Emissions	300	700	Emissions calculated using emission factors derived from one set of test results, and total coal consumed in Canada by utility boilers.
Fuelwood Combustion			
- Air Emissions	1800	a	Estimates based on average PCDD concentrations from residential wood combustion source tests, the quantity of fuelwood consumed in Canada, and total particulate emissions from these units.
Residential Oil Combustion			
- Air Emissions	<1	a	Emissions calculated from test PCDD concentrations from burning fuel oil in a residential furnace and Canadian particulate emissions from these furnaces.
Residential Gas Combustion			
- Air Emissions	900	a	Assuming PCDD concentrations on precipitated fly ash are the same as those released to the atmosphere, and total particulate emissions from natural gas burned in residential furnaces.
Wigwam Burners/Wood Waste Boilers			
- Air Emissions[b]	(0-30200)		Data on emissions resulting from combustion of chlorophenol-treated wood waste, assuming that 1% of the chlorophenols consumed in the wood preservation/protection industry are burned.
Railway Ties			
- Air Emissions	6000		Estimate based on data that state that 1000 µg/g of PCDD evolves from pentachlorophenol-treated wood that is burned, and that all treated ties that are replaced annually are burned (worst case scenario).
Forest Fires			
- Air Emissions	58700	a	Assuming that PCDD particulate concentrations taken from chimneys in residential wood combustion units represent the most useful basis from which to make these estimates, and using particulate emissions data from these sources.
Slash Burning			
- Air Emissions	3300	a	
Cigarette Smoke			
- Air Emissions	2-4	a	Estimates based on Canadian cigarette consumption and U.S. test results showing PCDDs generated in cigarette smoke.
Motor Vehicles			
- Air Emissions	200	a	Assuming a 60/40 ratio for vehicles using leaded and unleaded gasoline, U.S. test results for PCDDs in vehicle exhaust were applied to Canadian vehicle population and annual distance travelled by each vehicle.

N.D. - Non-detectable
a - Not estimated
b - PCDD + PCDF release

The information gathered to date suggests that other areas that require further investigation, in order of priority, are as follows.

1) Wigwam Burners/Wood Waste Boilers - Little is known about PCDD/PCDF air emissions from these sources; no full-scale tests have been performed. The potential for PCDD/PCDF release from these sources warrants research to determine their relative importance.

2) Landfill Sites - The amounts of dioxin-containing materials contained in these sites are not well known, the exceptions being ash generated by power plants and by incinerators, which are ultimately landfilled. This potential problem must be researched to determine the relative importance of these sources.

3) Forest Fires/Slash Burning - Assumptions used in estimating air emissions of PCDDs from these sources in this report are unverified. Actual testing of these sources for PCDDs or another methodology for estimating the magnitude of emissions is necessary to compare the relative significance of these combustion sources with other PCDD emitters.

4) Utility Boilers - One test performed at a coal-fired unit indicated the presence of PCDDs and PCDFs in air emissions, but further testing is necessary to confirm the presence of these compounds. This testing should include coal-, oil- and natural gas-fired units. Fly ash generated by utilities has been dealt with in three reports to date, and does not warrant further testing for PCDD/PCDF in the ash alone at this time.

5) Sewage Sludge Incineration - Only one test has been performed to date, with both PCDDs and PCDFs found in the air emissions. At least one other site should be evaluated to confirm the results of the first set of tests. Procedures similar to those that should be followed for municipal incinerators are warranted here.

6) Other Incineration - Minimal work has been performed on other incineration sources such as hospitals and other institutions and industrial wastes. Data are required from these sources in order to put their releases in perspective with other sources.

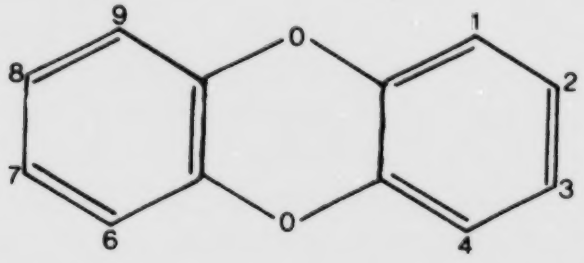
7) Residential Combustion - PCDDs have been identified in residential furnaces and stoves burning wood, oil and natural gas, but not in the actual emissions. No work has been performed in Canada to obtain actual emissions data.

8) Other Combustion - These sources include cigarette smoke, emissions from motor vehicles, railway tie burning, coal combustion in the manufacture of metallurgical coke, and industrial fuel combustion (e.g., heating plants). Minimal data exist for PCDD generation from these sources. Analysis of samples from these sources must be initiated to investigate the amounts of PCDDs generated.

9) PCBs and Transformer Fires - Significant amounts of PCBs are still in service in Canada, creating a potential for environmental release of PCDFs. Research should be undertaken to better estimate PCDF contamination in PCB-containing equipment. In addition, in the event of a fire involving PCB-containing equipment, sampling of the site will be useful in quantifying PCDFs (and possibly PCDD) released to the environment. If this is not feasible, controlled testing at a bench scale facility is recommended.

1 INTRODUCTION

Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins (PCDDs) are organic chemical compounds which share the basic molecular structure of the dibenzo-*p*-dioxin nucleus, and contain one to eight chlorine atoms located at any of the eight positions on the two aromatic ring portions of the molecule. The possible chlorine substituent positions are numbered as illustrated below (1):



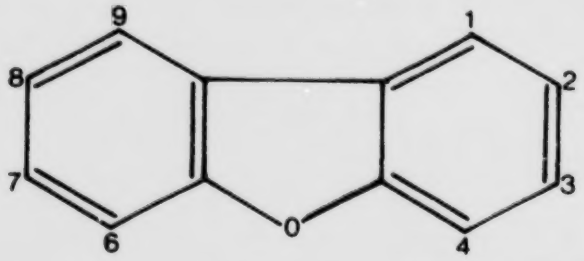
Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins can exist in 75 possible congeneric forms. Table 1 presents the number of possible isomers depending on the number of chlorine atoms substituted. Each isomer possesses distinct physical, chemical and biological properties.

TABLE 1 POLYCHLORINATED DIBENZO-*p*-DIOXINS AND POLYCHLORINATED DIBENZOFURANS ISOMERS

Number of Chlorine Atoms	Prefix	Number of Isomers	
		PCDD	PCDF
1	mono (M)	2	4
2	di (D)	10	16
3	tri (T_3)	14	28
4	tetra (T_4)	22	38
5	penta (P_5)	14	28
6	hexa (H_6)	10	16
7	hepta (H_7)	2	4
8	octa (O)	1	1

Few of these 75 compounds have been studied to determine their chemical and physical or toxicological properties. Of these, 2,3,7,8-tetrachloro dibenzo-p-dioxin (T_4CDD) has been the most thoroughly studied.

Polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) have similar properties and show similar toxicity and biological activity. The chemical structure for PCDFs is given below:



As with PCDDs, the number of chlorine atoms in PCDFs varies between one and eight, giving rise to 135 possible congeners (Table 1).

2 CHEMICAL SOURCES OF PCDDs AND PCDFs

2.1 Chlorophenols

2.1.1 Production. Chlorinated phenols comprise 19 compounds, consisting of a benzene ring to which is attached one hydroxyl group and from one to five chlorine atoms. Historically, two plants in Canada produced the following chlorophenols: 2,4-dichlorophenol, 2,3,4,6-tetrachlorophenol and pentachlorophenol (2). Environment Canada is presently investigating whether other manufacturing sites produced these compounds or 2,4,5-trichlorophenol. Chlorophenols have not been produced in Canada since July, 1983.

Chlorophenols have been found to contain various contaminants, including PCDDs and PCDFs. Their presence is usually a result of process chemistry (2). Industrial production of chlorophenols is either by direct chlorination of phenol (as it was produced in Canada) or by the hydrolysis of chlorobenzenes. Due to the formation of hydrogen chloride, the reaction mixture becomes highly acidic during direct chlorination. Chlorination of phenol produces 2,4-di, 2,4,6-tri, 2,3,4,6-tetra and pentachlorophenol, whereas the hydrolysis of chlorobenzenes is mainly used for the production of 2,4,5-tri and pentachlorophenol from 1,2,4,5-tetra and hexachlorobenzene, respectively.

The concentrations of PCDDs and PCDFs in the various products vary between manufacturer, lot and grade. For example, reported quantities and congener groups present in technical grade pentachlorophenol are given in Table 2 (data from Agriculture Canada). The variation in internationally-reported data is much greater than that in data reported in Canada.

Analysis of commercial grade pentachlorophenol has shown a total PCDD and PCDF concentration of 13 300 µg/g, with the O- and H_7-groups predominating (5). Additional work is being carried out by Agriculture Canada to substantiate existing data (4).

Other chlorophenols have been studied minimally in Canada, but a large number of studies are available from other countries documenting PCDDs in chlorophenols (6). They show a wide range of contaminant concentrations, varying from PCDDs undetected at the ppm (µg/g) level of detection in dichlorophenol to values such as 15 µg/g H_6CDD, 14 µg/g H_7CDD and 0.2 µg/g OCDD in tetrachlorophenol (2).

Fewer studies have dealt with PCDF concentrations in chlorophenols. The data available (7) are summarized in Table 3.

TABLE 2 PCDDs IN TECHNICAL GRADE PENTACHLOROPHENOL MARKETED IN CANADA (μg/g)[3,4]

	Range	Average
OCDD	120- 650	370
H_7CDD	35- 280	140
H_6CDD	1.7- 44	10
T_4CDD	0.003-0.021	0.008

Specific isomers have been determined for each congener group.
Average is by sample and not by volume used.

TABLE 3 PCDF LEVELS IN CHLORINATED PHENOLS

	PCDF (μg/g)					
Chlorophenol	T_4	P_5	H_6	H_7	O	Total
2,4,6-tri	1.5	17.5	36	4.8	-	60
2,3,4,6-tetra	0.5	10	70	70	10	160
penta	0.9	4	32	120	130	290

Production of various chlorophenols in Canada in 1981 was as follows: 1850 tonnes of dichlorophenol, 450 tonnes of tetrachlorophenol and 1700 tonnes of pentachlorophenol. Assuming that 0.001 kg of product is lost to the atmosphere per kilogram of chlorophenol produced (8), and that this value is applicable to all chlorophenols, then emissions resulting from past production can be estimated using the average PCDD/PCDF concentrations in the various chlorophenols (Tables 2 and 3). These emissions are summarized in Table 4.

TABLE 4 PCDD AND PCDF EMISSIONS FROM CHLOROPHENOL PRODUCTION IN 1981 (g)

	Homologue					
Contaminant	tetra-	penta-	hexa-	hepta-	octa-	Total
PCDD	1	-	24	244	629	897
PCDF	2	11	86	236	226	561

Analyses of effluents are available from the organic chemical plant that produced pentachlorophenol and tetrachlorophenol in Canada (9). The process wastewater was treated by neutralization and gravity separation and then disposed into deep wells. Non-process wastewater was discharged directly to the sewer.

A process wastewater sample taken while chlorophenols were still being produced was found to contain PCDDs and PCDFs at 1.5 µg/L each, while the sludge sample had a PCDD content of 85 µg/L and a PCDF content of 175 µg/L. The OCDD isomer was the most abundant of the PCDDs, whereas the H_7CDF and H_6CDF groups were found at the highest concentrations among the PCDFs. In 1982, 8.5×10^6 litres of process wastewater were discharged, resulting in estimated PCDD and PCDF releases of 12.8 g each in that year. Negligible amounts of sludge were produced annually and were stored in drums on-site.

2.1.2 Usage. Chlorophenols imported and marketed in Canada are used either directly as pesticides or biocides, or as intermediates in the manufacture of pesticides. For example, all 2,4-dichlorophenol would be used as an intermediate in the manufacture of the phenoxy herbicide, 2,4-D.

Pentachlorophenol and its sodium salt have varied uses as fungicides and biocides, with the majority (over 90%) used as a wood preservative (2).

The sodium salts of tetrachlorophenate and trichlorophenate are used as fungicides to control sapstain and mould. Tetrachlorophenol is used predominantly in the surface treatment of wood by dipping (wood protection).

The total quantity of pentachlorophenol used in Canada in 1983 was approximately 2650 tonnes (10), of which it is assumed that 90% was used for wood preservation. In addition, approximately 500 tonnes of sodium tetrachlorophenate, as well as tetrachlorophenol, and the sodium salts of tri- and pentachlorophenol were consumed (10). Based on the average concentrations of PCDDs and PCDFs given in Tables 2 and 3, and the above consumption of pentachlorophenol, the amount of PCDD/PCDF potentially available for release to the environment was estimated to be 1.38 tonnes PCDD and 0.77 tonnes PCDF. Most of this was not released, either because of the large quantity of chlorophenol-treated wood exported or because of the binding of the pentachlorophenol to the wood (3).

Environment Canada conducted effluent surveys at six wood preservation plants employing the pressure treatment process using pentachlorophenol or pentachlorophenol plus creosote as preservatives (9). Wastewaters sampled were: plant wash-up

water, water extracted from the wood, steam condensate, cooling water, boiler blowdown and surface runoff. All samples were found to contain PCDDs and PCDFs, although intake water samples did not.

Effluents from these plants were found to have total PCDD contents of from 21 ng/L to 424 ng/L and total PCDF contents of from 3 ng/L to 99 ng/L. The steam condensate, boiler blowdown, storm sewer and cooling water/surface runoff were all contaminated by PCDDs and PCDFs (9). Average PCDD and PCDF concentrations from these sources are given in Table 5.

TABLE 5 PCDD/PCDF CONCENTRATIONS IN VARIOUS WATER SAMPLES FROM WOOD PRESERVATION PLANTS

Source	Concentration (ng/L)	
	PCDD	PCDF
Steam Condensate	49	6
Boiler Blowdown	187	10
Storm Sewer	214	12
Cooling Water/Surface Runoff	14	1

Assuming that wood preservation sites discharge PCDDs and PCDFs at the same concentrations that they are present in pentachlorophenol (i.e., 520 ppm PCDDs and 290 ppm PCDFs) (3,4,7), then releases to the aquatic environment can be estimated based on two tonnes per year of pentachlorophenol being discharged from these plants (11). Total PCDD and PCDF discharges in effluent are estimated to be 1.04 kg and 0.58 kg per year, respectively. Lamberton et al. (12) showed that PCDDs accumulate in the recirculating pentachlorophenol solution used and in the sludge of the recirculating tank. Because of the small number of tests performed to date (9), no estimate of the amounts of PCDDs and PCDFs in sludges can be made. It is important, though, to recognize the potential for release of PCDDs and PCDFs upon disposal of these sludges.

However, using assumptions similar to those above and the same reference (11), it is estimated that more than 0.52 kg PCDD and 0.29 kg PCDF per year are discharged into the environment from landfills receiving wood preservation wastes.

Releases to the environment from the wood wastes generated at these plants, and subsequently burned, are dealt with later in this report.

The largest source of air emissions from wood preservation plants is the evaporator which is used for the disposal of condensate waters. Other emissions include vapours from opened retorts, tank vents and openings, and vacuum pump emissions. PCDDs and PCDFs released in these emissions cannot be estimated because no data were found.

Losses of pentachlorophenol and PCDDs from preserved wood to the Canadian environment have been documented in the literature. Although pentachlorophenol is lost and may be converted to PCDDs at low yields by the action of sunlight (13,14), the binding properties of pentachlorophenol and PCDDs are not the same. A study by Dobbs and Grant (15) showed no loss of PCDDs from preserved wood. Thus, atmospheric emissions from this source are negligible. In any event, approximately 75% of the treated wood in Canada is exported (3).

Other chlorinated phenols (e.g., tetrachlorophenol and trichlorophenol) have also been used in wood preservation. Both compounds can be used in combination with other compounds such as pentachlorophenol (e.g., as an incidental component of a technical mixture).

Other uses of pentachlorophenol and tetrachlorophenol include products for wood treatment and, to a lesser degree, for pentachlorophenol only, termite and wood borers control. These products must be registered under the Pest Control Products Act of Agriculture Canada. Pentachlorophenol is also found domestically in wood preservatives for home use and also found as an additive in paints and stains. Data on consumption of these products are not presently available, although it is known that these products are imported, mainly from the United States (16), and at least some stains are formulated in Canada. Due to the high binding properties of PCDDs, releases can be assumed to be negligible.

The leather tanning industry has used pentachlorophenol to a small degree on cattle and calf hides as a fungicide. A sample taken from the secondary clarifier effluent of a tanning plant that once used pentachlorophenol gave a PCDD concentration of 2 ng/L (PCDF was not detected) (9). A concentration of 7.6 µg/kg (ppb) PCDDs in a sludge sample was also determined. The particular plant sampled, which is the only one in Canada using activated sludge treatment, produces 3.5 kg/annum of sludge. This would have resulted in negligible PCDD solid waste releases to the environment during the time that pentachlorophenol was used.

2.2 Phenoxy Compounds

The wide utilization of chlorophenols as intermediates in the chemical synthesis of a variety of compounds makes it impossible to identify all the potential derivatives of these compounds. However, phenoxy herbicides are one well-recognized group of chlorophenol derivatives. These compounds are used to control broad-leaved weeds and brush on crop land, in forests, on rights-of-way, on industrial property, on turf and on lawns (17).

2.2.1 2,4-D. The compound 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) is widely used as a herbicide for weed control in cereal crops, and on turf and non-crop land (18). Two processes are used in its manufacture: 1) direct chlorination of phenoxyacetic acid; and 2) reaction between 2,4-dichlorophenol and chloroacetic acid. Production by the former method is not likely to form dioxins. With the second procedure, dioxin formation may result. There is no current production of 2,4-D in Canada. A small amount of 2,4-D enters the country already formulated; the rest is formulated in Canada into either ester or amine form (19). Until 1982, three forms of 2,4-D were used in Canada: high-volatile ester, low-volatile ester and amine. As a result of legislation introduced by Agriculture Canada under the Pest Control Products Act, use of the high-volatile ester formulation was suspended in 1981. The actual use of 2,4-D was approximately 4200 tonnes in 1983 (10), of which about 45% was ester and 55% amine (19).

Historically, the most commonly encountered dioxin in 2,4-D was the 2,7-DCDD isomer, with 1,3,7-T_3CDD and 1,3,6,8/1,3,7,9- T_4CDD also appearing in analyzed samples. Table 6 summarizes data from Agriculture Canada (4). Analyses of 2,4-D formulations for PCDF have indicated that concentrations were less than 50 µg/kg (20). There are no current data to validate this number.

TABLE 6 AVERAGE PCDD LEVELS IN 2,4-D FORMULATIONS PRIOR TO 1982 (µg/kg)

	Isomers		
Formulation	2,7-DCDD	1,3,7-T_3CDD	1,3,6,8/1,3,7,9-T_4CDD
Ester	2400	670	840
Amine	45	120	44

Present regulations (post-1981) for 2,4-D limit the concentration of each dioxin homologue to a maximum of 10 ppb (μg/kg). Based on new analyses, most samples obtained from manufacturers meet this criterion. Work is presently being performed to upgrade existing data (4,21,22).

The potential release of PCDDs to the environment from the application of 2,4-D formulations can be determined based on present regulations and quantities of 2,4-D currently being consumed (Table 7). Air emissions would represent only a small fraction of this total. The dioxins would most likely rapidly undergo photolysis or remain bound tightly to the organic component of the soil matrix.

TABLE 7 POTENTIAL PCDD ENVIRONMENTAL RELEASES FROM 2,4-D FORMULATIONS (g/annum)

	Isomers			
Formulation	2,7-DCDD	1,3,7-T_3CDD	1,3,6,8/1,3,7,9-T_4CDD	Total
Ester	19	19	19	57
Amine	23	23	23	69
Total	42	42	42	126

The total release estimate is approximately two orders of magnitude lower than what has previously been estimated (3), because of the promulgation in 1981 of the concentration limit for PCDD in 2,4-D formulations under the Pest Control Products Act.

2.2.2 2,4,5-T. 2,4,5-trichlorophenoxyacetic acid (2,4,5-T) is the most important derivative of 2,4,5-trichlorophenol. It has been used primarily as a herbicide for controlling woody plant growth. 2,4,5-T is produced by the reaction of 2,4,5-trichlorophenol with chloroacetic acid (23). Although 2,4,5-T is not produced in Canada, approximately 90 tonnes of 2,4,5-T were used in Canada in 1983 (16), compared with the 50 tonnes per year in the early 1970's (17).

In the production process, PCDDs are likely to form due to the reaction conditions (i.e., alkalinity and elevated temperature). The 2,3,7,8-T_4CDD isomer is the most prevalent. Since 2,4,5-T is not produced in Canada, emissions are nil.

Agriculture Canada has regulated 2,4,5-T under the Pest Control Products Act to limit 2,3,7,8-T_4CDD levels to a maximum of 100 ppb (µg/kg) (24), with compliance levels being maintained at about 5 ppb. Concentrations of other PCDD isomers and for PCDFs have not been detected at levels below 50 ppb. As was the case for 2,4-D, only an estimate of 2,3,7,8-T_4CDD in 2,4,5-T total release to the environment can be made. Total release to the environment of 2,3,7,8-T_4CDD is calculated to be about 1 g, based on its present use of 90 tonnes, and the reported compliance levels.

As was the case with 2,4-D, PCDF concentrations in 2,4,5-T were generally less than 50 ppb. The T_4CDF homologue predominates (20).

2.2.3 Hexachlorophene. Hexachlorophene is an effective bactericide and fungicide. Its use as an active ingredient is mainly for antiseptic soaps, but is also found in some skin cleansers and shampoos. Its maximum concentration in any of these products is 3%. Other uses, albeit limited, are as an agricultural pesticide and as a disinfectant for industrial and household applications (6, 25). In 1983, 7 tonnes of hexachlorophene were imported (16).

Hexachlorophene is formed by reacting formaldehyde with 2,4,5-trichlorophenol at elevated temperatures in the presence of an acid catalyst. There is no indication that dioxins are formed during its production. Any dioxins found would be present as contaminants in the 2,4,5-trichlorophenol that is carried through to the final product. Analyses recently performed by Health and Welfare Canada have shown no dioxins (in this case, the 2,3,7,8-T_4CDD isomer) at a detection limit of 750 ppt (µg/tonne) (26).

2.2.4 Other Herbicides. Although many products are related to those already discussed, little information exists to estimate releases to the environment.

Silvex, also known as fenoprop and 2-(2,4,5-trichlorophenoxy) propionic acid, is effective in formulations for the control of woody plants and the control of weeds on residential lawns (6), but is presently not registered for these purposes. Silvex is manufactured by the reaction of 2,4,5-trichlorophenol with the methyl ester of 2-chloropropionic acid. The resulting acid together with a specialized alcohol react to form various esters, the products that are sold commercially. Absence of data makes it impossible to determine whether dioxin contamination is carried through from 2,4,5-trichlorophenol to the final product. T_4CDDs were detected in one of seven samples at a concentration of 1.4 ppm (27). In 1983, one tonne of silvex (formulated product basis) was imported (16).

Ronnel is produced by reacting 2,4,5-trichlorophenol with phosphorus thiochloride ($SPCl_3$). With the reaction occurring under alkaline conditions and high temperatures, formation of 2,3,7,8-T_4CDD is likely to take place. No data are available on contaminant concentrations, or on the consumption of ronnel. Only one tonne was imported in the period 1981-83 (16).

Dicamba is formed by first producing 2,5-dichlorophenol, which is then exposed to caustic. This exposure to hydroxide concentrations results in the formation of predioxins, eventually forming 2,7-DCDD and 2,8-DCDD. In 1983, approximately 1400 tonnes of dicamba (formulated product basis) was imported (16). This is equivalent to 560 tonnes of active ingredient.

Analysis of technical grade dicamba resulted in the detection of 2,7-D_2CDD at an average concentration of 0.02 ppm (28). Assuming that the 560 tonnes of dicamba are consumed annually, the total release to the environment would be 11 g.

PCDDs are also known to be found in triclosan, associated with products used in health care, as a replacement for hexachlorophene. Current use of triclosan is not known, although D_2-, T_3- and T_4CDD's are known to be present (29).

2.3 PCBs

Polychlorinated biphenyls (PCBs) contain a biphenyl with one to ten chlorine substituents. Until 1977, they were sold as mixtures of the different isomers under the trade name AROCLOR, followed by a 4-digit code. The first two digits refer to the class of compound: biphenyl,12 or terphenyl,54. The last two digits refer to the weight percent of chlorine in the mixture (30).

Past uses of PCBs have been categorized as either "open" or "closed". In "open" applications, PCBs were released directly into the environment, an uncontrollable consequence of its use. PCBs are currently restricted to "closed" applications, where fluids are completely contained or recoverable. Historically, it has been estimated that 80% to 90% of annual PCB sales entered the environment either deliberately or accidentally from about two-thirds of spent fluids used in "closed" applications in the United States (31). In Canada, approximately one-half of all PCBs known to be used have been accounted for (32).

In 1982, at least 16 000 tonnes of PCB were in use in Canadian electrical equipment and at least 19 tonnes in mechanical equipment, and at least 997 tonnes were in storage (32).

PCDFs have been found to be the major toxic contaminants of PCB formulations. Reported concentrations of PCDFs in various technical grade PCBs are given in Table 8 (33, 34).

TABLE 8 CHLORINATED DIBENZOFURAN CONCENTRATIONS IN VARIOUS PCBs (µg/g PCB)

PCB	T_4CDF	PCDF	H_6CDF	Total
Aroclor 1248	0.5	1.2	0.3	2.0
Aroclor 1254	0.2	0.4	0.9	1.5
Aroclor 1260	0.1	0.4	0.5	1.0
Clophen A-60*	1.4	5.0	2.2	8.6
Phenoclor DP-6*	0.7	10.0	2.9	13.6

* European formulations

In 1982, over 200 000 PCB-electrical units were still in service in Canada, containing a total of over 16 000 tonnes of PCB (32). Chittim et al. (35) detected and quantified PCDFs in Canadian electrical transformers containing PCBs. They reported that the concentration of 2,3,7,8-T_4CDF in transformer askarels ranged from 0.001 to 4.7 µg/g and tended to increase with the length of time the transformer had been in service. P_5CDFs and H_6CDFs were also detected. Based on these test concentrations and the quantity of PCBs still in service, up to 75 kg of T_4CDF could be present in the quantity of PCBs still in service.

Since all PCBs are used in closed systems or stored, the potential for release into the environment is negligible. However, past releases that have been reported have caused widespread PCB contamination. Properties of PCBs suggest that soils and sediments are the major media of contamination, but the aerosol contribution is unknown.

3 COMBUSTION SOURCES

In 1978, scientists from the Dow Chemical Company stated that "chlorinated dioxins are ubiquitous". They concluded that "their presence is due to the existence of a natural phenomenon, trace chemistries of fire" (36, 37). The hypothesis is that various chemical reactions occur during combustion, yielding numerous products which are emitted in the smoke or retained in the ash. Amongst these products are PCDDs and PCDFs. Combustion sources of PCDDs and PCDFs can be divided into four categories:

1) incinerators;
2) boilers;
3) residential stoves, fireplaces and furnaces;
4) other combustion.

3.1 Incineration

Chlorinated dioxins and furans have been found in the emissions of incinerators burning municipal refuse, chemical wastes, hazardous wastes and scrap wire. However, most of the literature reports analyses of fly ash collected by pollution control devices. In cases where only collected fly ash has been analyzed for PCDDs and PCDFs, evaluations to determine potential air emissions may be incorrect due to the enrichment of organic compounds on sub-micron size particles. It is possible that particles emitted from stacks carry PCDDs/PCDFs resulting from different processes than occur for precipitated fly ash, or partitioning could occur on either the stack-emitted or precipitated particles depending upon incinerator conditions.

It is necessary to obtain and analyze both particulate and gaseous components of emissions for chlorinated dioxins and furans. Both chlorinated dioxins and furans have been measured in these components of incinerator emissions.

3.1.1 Municipal Refuse Incineration. Most of the available literature deals with dioxin releases from municipal incinerators. The T_4CDD group has been shown to have varied importance in the measured emissions, with the 2,3,7,8-T_4CDD isomer being only a relatively small portion of the total group. Generally, the higher chlorinated compounds predominate in the samples analyzed to date.

Three hypotheses have been presented in the literature to explain the existence of PCDD and PCDF in incinerator emissions (1,38). The first hypothesis states that these compounds are trace components of the refuse and that the heat of incineration releases the PCDDs and PCDFs which adsorb onto the fly ash or condense

into fine particles. The second hypothesis is that the two classes of compounds occur as a result of chlorinated organic precursors such as chlorophenols and chlorobenzenes which are present in the wastes to be burned, and that the temperatures of incineration initiate chemical transformation of these precursors to form chlorinated dioxins and furans. The third hypothesis states that the presence of PCDD and PCDF results from high temperature reactions between non-chlorinated organics and inorganic forms of chlorine such as chloride ion.

Some of the concentrations of PCDDs and PCDFs on precipitated fly ash found in the literature are presented in Table 9. An important consideration in analyzing the variation in concentrations found is the combustion temperature of the incinerator chamber. Because varying temperatures can affect both the potential formation and/or destruction of PCDDs and PCDFs, it would be unacceptable to compare the values given in Table 9. These differences could also be attributed to the wide variations in recovery efficiencies during clean-up and analysis.

Recent work by Environment Canada and Ontario Ministry of the Environment on different incinerators in Canada has included precipitated fly ash analysis. Table 10 compares the various analyses performed to date.

The contribution of 2,3,7,8-T_4CDD based on Environment Canada data ranges from 0.5-8 ppb, or from 10-25% of total T_4CDD. Ontario MOE results indicate the fraction of 2,3,7,8-T_4CDD to be less than 10%.

The analyses performed by these laboratories can be used to estimate the total amount of PCDD and PCDF in precipitated fly ash from Canadian municipal incinerators, based on plant particulate emissions and the associated control efficiency of the collection equipment (45). Estimates have been made using plant-specific data where available, and average concentrations from Table 10 for all other plants. PCDDs and PCDFs in fly ash generated from all Canadian municipal and pit incinerators (base year 1980) are:

PCDD:	2.9-7.1 kg/annum
PCDF:	4.9-15.6 kg/annum
2,3,7,8-T_4CDD:	40-80 g/annum

It has been established that emissions from municipal incinerators of both PCDDs and PCDFs occur in the gaseous and particulate phases (40). Non-Canadian data presently available appear to indicate that the contaminants are mainly found in the gaseous phase (40,48,49).

TABLE 9 RANGE OF PCDD/PCDF CONCENTRATIONS IN FLY ASH FROM MUNICIPAL INCINERATORS [38-44]

	PCDD (ppb)					PCDF (ppb)				
Country	T_4	P_5	H_6	H_7	O	T_4	P_5	H_6	H_7	O
Netherlands #1	2-373	13-633	10-2030	58-1910	10-1565	12-471	29-568	29-1330	47-699	0-223
Netherlands #2	5-110	31-488	80-1200	190-902	106-266	13-273	42-510	109-870	89-407	18-26
Italy #1	0-46	0-65	0-2496	1-88	1-842	0-62	N/A	N/A	N/A	1-317
Italy #2	3-85	7-165	4-595	6-835	3-520	10-576	30-415	37-910	51-715	3-125
West Germany	0	0	<1	1-3	7-20	1-28	<1-8	<1-8	1-10	<1- 14
Canada #1	3-27	3-45	2-53	1-43	1-26	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A
Canada #2	5.0	4.9	4.2	2.5	5.3	N/A	N/A	N/A	N/A	N/A

N/A - not analyzed

TABLE 10 RANGE OF PCDD/PCDF CONCENTRATIONS IN FLY ASH FROM CANADIAN MUNICIPAL INCINERATORS (ppb) [44,46,47,48]

	Environment Canada		Ontario MOE	
	PCDD	PCDF	PCDD	PCDF
D_2-	1-21	3-92	N/A	N/A
T_3-	1-40	3-172	N/A	N/A
T_4-	3-81	4-198	2-12	5-36
P_5-	4-226	7-564	2-25	8-40
H_6-	13-341	9-1060	2-42	4-40
H_7-	5-160	8-480	<1-9	1-9
O-	1-106	1-10	<1-6	<1-2

N/A - not analyzed

European data on flue gas emissions from municipal incinerators show the presence of all congeners of both chlorinated dioxins and furans. Results from U.S. studies are also included in the summary presented in Table 11. Data summarized in this table are not intended to be exhaustive, and only include a partial review of existing non-Canadian literature. Canadian test results follow later in this section.

Data from these studies indicate that incineration temperature is a very important factor in the formation of PCDDs and PCDFs. The Swedish study shows that for the higher chlorinated dioxins (i.e. H_6-, H_7-, O), higher concentrations are more likely to occur at lower temperatures and that lower concentrations will occur at higher temperatures. Work performed by Cavallaro, who analyzed both particulate and gaseous dioxins and furans, established that these contaminants are mainly found in the gaseous phase. The congener groups most abundant appear to be H_6CDD and OCDD, while no such definite pattern was discernable for PCDFs. One other important consideration is that the 2,3,7,8-T_4CDD isomer is present in only small concentrations, less than 10% of the total T_4CDD group, whose contribution varies considerably, but is still a small proportion of the total (less than 5%).

In reviewing the data presented in Table 11, it should be made clear that there is no reason why these different incinerators should give the same results for total emissions, PCDD/PCDF ratio or the particulate/gaseous ratio. A simple explanation for variations in the results is that real differences exist in the emissions from different incinerators and each one should be characterized individually.

TABLE 11 RANGE OF PCDD/PCDF CONCENTRATIONS IN FLUE GAS FROM MUNICIPAL INCINERATORS (ng/m^3) [39,40,49,50,51,52]

	Netherlands[a]	Italy 1[b]	Sweden[c,d]	United States[d,e]	Italy 2[d]
T_4CDD	10-218	10-189	N.R.	6-380	7-1127
P_5CDD	22-714	11-279	N.R.	530	13-2089
H_6CDD	111-1953	190-38635	5-100	16-850	15-3805
H_7CDD	124-922	6-1403	13-800	8-2000	13-2884
OCDD	25-3711	72-8491	20-1000	4-490	19-631
T_4CDF	46-556	N.D.-1818	N.A.	90-2600	17-2846
P_5CDF	109-702	N.A.	N.A.	1600	17-2261
H_6CDF	174-1437	N.A.	N.A.	62-1800	22-2928
H_7CDF	155-504	N.A.	N.A.	8-2200	29-1414
OCDF	0-201	24-7273	N.A.	1-170	17-749

N.D. - not detected
N.A. - not analyzed
N.R. - not reported

a - Particulate data only.
b - Italian data consist of the sum of airborne particulate and flue gas condensate (released with gaseous emissions).
c - Lower value of range was obtained at temperatures between 680-1040°C, the higher value at temperatures between 400-600°C.
d - Total of particulates and gaseous data.
e - Results from two different studies.

In addition to the differences in the types of incinerators, the operating conditions and feed characteristics, factors such as the collection efficiency of the sampling train, the sampling time and the percentage sample recovery in the laboratory significantly affect the emission results. Caution is advised when reviewing the data in Table 11 and those derived from Canadian studies in Table 12.

State-of-the-art methods for sampling and laboratory analysis were adopted by Environment Canada (46,47). Sampling for the first series of tests conducted at the Québec and Lake Cowichan incinerators (46) were done using the Dow method; the gaseous components of the samples obtained represent minimum values since data for all impingers in the sampling train were not available. Subsequent testing done at the Montréal incinerator used the U.S. EPA's Modified Method 5 (47) and the samples collected are considered more representative of the total incinerator effluent. Although

methods for trace organic contaminants sampling and analysis still must be questioned, Ontario MOE feels that these questions were answered favourably in the course of their work at the SWARU site (48).

TABLE 12 PCDD/PCDF CONCENTRATIONS IN STACK GAS FROM CANADIAN MUNICIPAL INCINERATORS (ng/m^3)

	Environment Canada[a]			Ontario MOE	
	Québec[b]	Montréal[c,d]	Lake Cowichan[b]	Toronto[c]	Hamilton[c]
T_4CDD	N.D.-18[e]	N.D.-0.3	N.D.-35[e]	27-137	350-2730
P_5CDD	N.D.-69	N.D.-0.2	N.D.-219	35-302	260-1410
H_6CDD	N.D.-71	N.D.-0.4	N.D.-317	119-755	310-1060
H_7CDD	N.D.-52	N.D.-0.5	N.D.-196	66-343	80-640
OCDD	N.D.-9	N.D.-0.6	N.D.-7	17-192	80-540
T_4CDF	N.D.-142[e]	N.D.-0.8	N.D.-66[e]	53-541	1020-4850
P_5CDF	N.D.-109	N.D.-0.6	N.D.-124	64-317	870-3960
H_6CDF	N.D.-161	N.D.-0.4	N.D.-1392	152-699	520-2120
H_7CDF	N.D.-43	N.D.-0.2	N.D.-123	70-316	20-880
OCDF	N.D.-3	N.D.-0.1	N.D.-3	13-54	10-170

N.D. - not detected
a - concentrations corrected to 12% CO_2
b - particulate fraction only
c - particulate and gaseous components
d - based on two series of tests
e - includes D_2-, T_3- and T_4-congener group concentrations

Results of tests on Canadian sources have shown the presence of PCDDs and PCDFs in both particulate and gaseous phases (46,47,48). Previous estimates of PCDD emissions from Canadian municipal refuse incinerators were based on PCDD concentration in precipitated fly ash, a multiplication factor of 10 to correct for stack gas concentrations compared to fly ash, and particulate emissions from Canadian municipal incinerators (3,45,53). Because of variations in operating conditions, results from individual incinerators should be examined independently. For example, an incinerator with an electrostatic precipitator (ESP) operating at 99% efficiency will emit contaminants at concentrations different from one operating at 90% efficiency because

collection efficiency is a function of particle diameter, and penetration through the collector increases as the particle diameter decreases. The higher chlorinated PCDDs and PCDFs will more likely be adsorbed on the smaller particle size fraction (low collection efficiency), the lower molecular weight dioxins and furans in the larger size fractions (higher collection efficiency). Future work in this area should enable general estimates to be made from a knowledge of the control equipment in use.

Results from source testing of various incinerators that have been obtained to date are summarized in Table 12. Environment Canada data and MOE data would be difficult to correlate because of the different sampling methods used. The Québec and Lake Cowichan data, though collected by the same method, cannot be correlated because they were collected from incinerators of different size and feed. Also, the Montréal incinerator data were collected using sampling techniques (i.e., Modified Method 5) not used at any of the other sites.

The gaseous fraction for the MOE tests varied on average, from 49-81% of total PCDDs, and from 51-89% of total PCDFs (48,54). In the only Environment Canada test that measured in all runs both the particulate and gaseous phases, the gaseous component on average varied from 34-68% for PCDDs and from 36-74% for PCDFs (47). Measurements of the gaseous component of PCDDs and PCDFs were also performed at the other two incinerators sampled by Environment Canada, although only in some samples were PCDDs and PCDFs detected (46). These results are incomplete, since data for all impinger samples were not available. Thus, the gaseous component of the emissions may be greater than that analyzed. Average values of 17 ng/m^3 total PCDDs and 30 ng/m^3 total PCDFs have been determined, based on the samples of the gaseous component obtained. Since the split between gaseous and particulate fractions is a function of the temperature at which the division is made and also a reflection of the source characteristics, caution must be exercized in analyzing the data.

The concentrations reported above in Table 12 (Environment Canada data), can be converted to emission factors, with units of µg/tonne refuse burned. Total PCDDs in particulate matter ranged from a non-detectable level to 1900 µg/tonne, whereas PCDFs ranged from non-detectable to 5200 µg/tonne. Where the gaseous fraction was reported, the emission factors calculated were:

PCDD: <1 - 100 µg/tonne

PCDF: <1 - 275 µg/tonne

Average emission factors for the Ontario MOE-tested incinerators were approximately 20 mg/tonne for PCDDs and 30 mg/tonne for PCDFs (48,54).

Emission factors (specific to each incinerator) from Environment Canada results, when multiplied by the refuse burned at each individual incinerator result in total PCDD emissions ranging from 3-255 g/annum and PCDF emissions of <1-567 g/annum (for the three incinerators). This includes both particulate and gaseous fractions of the stack gas. Using average emission factors, emissions would be 66 g/annum PCDDs and 170 g/annum PCDFs.

Emissions from the two Ontario incinerators, based on average concentrations from the stack tests, are 4650 g/annum of PCDDs and 12 000 g/annum of PCDFs (55).

When comparing these two sets of results, it is evident that major differences exist in the emissions reported. Although real differences exist between the various incinerators, such as operating conditions, incinerator designs and variable feed rate, the data variations far exceed the expected analytical differences. Refinement of the analytical and sampling procedures should clarify the extent of PCDD and PCDF presence in the flue gas.

As stated previously, each incinerator should be characterized independently, mainly due to the variations in operating conditions. However, to provide perspective on the potential emissions of PCDDs and PCDFs from all municipal incinerators in Canada, existing data have been used to extrapolate emissions for the remaining plants. A separate extrapolation has been made from each data set (i.e., Environment Canada and Ontario MOE) because they differ so markedly. Table 13 presents the results of extrapolating data from each data set to all municipal incinerators in Canada.

The gaseous component of the Environment Canada data for the Québec and Lake Cowichan incinerators is a minimum value, as noted previously, since data for all impinger samples were not available. The H_6-group for both PCDDs and PCDFs is the major fraction of total particulate emissions. Using Ontario MOE results, H_6CDD is the most abundant PCDD; T_4CDF, however, has the largest concentration of all PCDFs. Emissions of 2,3,7,8-T_4CDD in the particulate fraction (using Environment Canada data) constitute a small part of total emissions, but a significant component of total T_4CDD emissions.

Kidd (56) estimated total PCDD and PCDF emissions using some of the international literature combined with refuse throughput at Canadian incinerators. The estimates given are 0.15-13.1 kg/annum and 0.5-13.9 kg/annum of PCDDs and PCDFs,

TABLE 13 AVERAGE PCDD AND PCDF EMISSIONS FROM MUNICIPAL INCINERATORS, 1980* (g)

A. Environment Canada

	PCDD		PCDF	
Group	Particulate	Gaseous**	Particulate	Gaseous**
T_4-	18	9	89	19
P_5-	62	Neg.	100	6
H_6-	109	Neg.	283	3
H_7-	54	Neg.	51	2
0-	4	Neg.	2	Neg.
Total	247	9	525	30

B. Ontario MOE

	PCDD		PCDF	
Group	Particulate	Gaseous	Particulate	Gaseous
T_4-	903	1401	2904	4477
P_5-	927	1603	2633	3855
H_6-	1272	3610	1556	3764
H_7-	918	1918	492	1614
0-	584	608	132	261
Total	4604	9140	7717	13 971

* Although not all tests were conducted in 1980, the results were used to estimate the emissions in 1980.

** Data not available for all impinger samples (see text).

respectively. This range of emissions may not be especially great when all the variables involved in the various incinerator studies are considered.

A national program, the National Incinerator Testing and Evaluation Program (NITEP), has been established which will pursue improvement of incinerator emissions data quality. This program, which will be a cooperative effort between the

federal government and the provincial agencies, will study different incinerator designs in order to gain a more complete understanding of the combustion processes involved and resulting emissions to the atmosphere.

Ontario MOE has also examined PCDDs and PCDFs in the refuse, bottom ash, and combined ash (bottom ash, precipitator ash and cooling tower ash) from its two incinerators (48,57). Table 14 summarizes the results. Average values are given from both incinerators. PCDDs and PCDFs were not detected at ng/L levels in the wastewater from one of these incinerators (57).

TABLE 14 PCDD/PCDF CONCENTRATIONS IN REFUSE AND ASH AT A MUNICIPAL INCINERATOR

	Concentration (ng/g)	
Sources	PCDD	PCDF
Refuse	4-439	N.D.-25
Bottom Ash	0.1-3.3	0.1-3.9
Combined Ash	N.D.-5*	

N.D. - not detected
* total PCDD and PCDF

3.1.2 Sewage Sludge Incineration. One set of tests has been performed on emissions from a sewage sludge incinerator in Ontario (55). Concentrations of PCDDs and PCDFs ranged from 0.5-1.1 and 0.5-2.2 $\mu g/m^3$, respectively, corresponding to annual emissions of 0.5-1.1 kg of PCDDs and 0.5-2.2 kg of PCDFs. The tests were based on a stack common to two of the incinerator combustion units; a third unit uses a separate stack when in operation (55).

Extrapolating from these results, and based on total throughput of approximately 100 000 tonnes of sewage sludge in Canada in 1980, total annual emissions of PCDD and PCDF from sewage sludge incineration are estimated at 1.4-3.3 kg of PCDDs and 1.5-6.5 kg of PCDFs.

Environment Canada (58) analyzed the sludge feed to another sewage sludge incinerator and determined that PCDD plus PCDF concentrations were 20 mg/tonne of sludge. Comparison with an emission rate of 67 mg/tonne, derived from the Ontario MOE data, suggests that PCDDs and PCDFs may not be formed during sewage sludge

incineration, since the numbers are in the same order of magnitude. As two different incinerators were examined, this comparison may not be valid. Sludge fed to the same incinerator was sampled again several months later. The second sample contained an estimated 18 mg/tonne total PCDDs and PCDFs, which shows consistency with the initial sample result of 20 mg/tonne.

Effluent samples from the same municipal sewage treatment plant that provided the sludge feed samples were also analyzed (9). PCDDs in the final effluent sample were less than 0.1 ng/L. Residue from the sludge incinerator was found to contain only a trace of PCDD/PCDF, indicating that most of the dioxins/furans are either destroyed or emitted to the atmosphere.

3.1.3 Industrial and Commercial Incineration. Although these incinerators are significantly smaller than the municipal incinerators, they consume a large amount of refuse that is not accounted for anywhere else (45). However, no work has been performed to date on PCDD/PCDF emissions from these units. Due to the variability of the refuse burned in these units, comparison with emission rates of other incinerators would not be possible.

3.1.4 Chemical Waste Incineration. A few references contain information on different hazardous and chemical waste incinerators (36,37,59). The substances burned in these incinerators include waste chemical tars, PCBs and waste oils. Generally, both dioxins and furans have been identified in fly ash samples.

An area of concern for Canada is the incineration of waste oils. From a previous study, some of the waste oil in Canada is burned as a supplemental fuel in cement manufacture and in other industrial and utility applications. The results of a study by Rappe et al. (60) in which PCBs were fed into an oil-fired rotary cement kiln support the use of high temperature incineration as an effective destruction technique for PCBs. In these particular tests, PCDDs and PCDFs were not detectable in the effluent.

Approximately 33 000 kL of waste oil were incinerated in Canada in 1978 (61); however, no emissions data exist for PCDDs and PCDFs. The concern here is that although waste oil-burning equipment manufactured may be in compliance with emission standards for a given oil type, there is limited control on the quality of the oils burned. The number of these units operating in Canada is not presently known.

Both PCDDs and PCDFs were measured at a rotary cement kiln fired with a combination of petroleum coke and industrial liquid waste (62). Average concentrations of PCDDs and PCDFs released from the kiln stack were 17 ng/m^3 and 46 ng/m^3, or rates

of 0.5 and 1.4 µg/s respectively. There was no significant difference in emission rates when the kiln was using only petroleum coke or using petroleum coke and liquid waste as a fuel.

3.1.5 Hospital Waste Incineration. The composition of hospital wastes, which include chlorinated disinfectants and drugs, as well as pathological biomass, creates the potential for PCDD and PCDF formation, because of the presence of various chlorinated compounds. Preliminary design results for an incinerator in Ontario indicate concentrations of PCDDs in the stack gas of 1-10 µg/m^3 (63). An installation tested in British Columbia gave average concentrations of PCDDs and PCDFs of 69 and 156 ng/m^3, or emission rates of 812 and 1838 µg/h, respectively. These figures are generally lower than those determined for Canadian municipal incinerators. The OCDD isomer was the most common PCDD, with P_5CDF and H_6CDF being the most abundant among the PCDFs. There were no detectable amounts of T_4CDD (64).

As the total amount of waste incinerated per year from hospitals has not been estimated, and the number of hospital incinerators presently in operation is unknown, national emissions from this sector cannot be estimated.

Small amounts of PCDDs or PCDFs were found in bottom ash samples taken at the British Columbia site. Concentrations of up to 6 µg/g of PCDD and PCDF were found in fly ash samples. As was the case with the flue gas concentrations, OCDD and P_5CDF/H_6CDF were the most common groups found (64).

3.1.6 Wire Reclamation Incineration. A reference exists in the literature for a wire reclamation incinerator used to burn off the casings of scrap wire (which can include plastics) to recover the metal value of the wire (65). Both T_4CDDs and T_4CDFs were identified in the incinerator's fly ash, the dibenzofuran level being 30 times higher than the T_4CDD level. It is not known whether these types of incinerators exist in Canada.

3.2 Boilers

Boilers burning a variety of fuels including coal, fuel oil, wood, refuse-derived-fuel (RDF) and waste wood treatment solutions have been studied in the literature. Minimal testing has been performed in Canada.

3.2.1 Utility Boilers. Of several tests performed at utility or electric power boilers in the United States burning coal, analyses were mainly performed for the tetrachlorinated dioxin isomer group. At detection levels in the parts per trillion (ppt) range, no T_4CDD or the isomer 2,3,7,8-T_4CDD was detected (59,66). PCDD and PCDF were

detected in coal fly ash samples in a study by Czuczwa and Hites (67). No T_4CDD/T_4CDF or P_5CDD/P_5CDF were detected at ppt levels; however, OCDD was found in the low ppb range. From one other U.S. study (68), where all PCDDs/PCDFs were measured, none were detected at low ppt levels.

Ash samples from Canadian coal-fired power stations have been analyzed (69,70,71). These studies found that fly ash and bottom ash samples contained very low or undetectable levels of PCDDs and PCDFs. Detection limits ranged from 0.001-0.04 ng/g. Fly ash concentrations reported are summarized in Table 15.

Although it is known that large variations can occur among ash samples collected from a single source at different times, the amount of PCDD and PCDF in coal-fired power plant fly ash was estimated using plant-specific particulate emissions, the associated control efficiency of the collection equipment, and the PCDD/PCDF concentrations in plant-specific fly ashes (45,69,70,71). Where PCDD/PCDF fly ash data were not available for specific plants, the values in Table 16 were used. Total amounts of PCDD/PCDF generated in coal-fired power plant fly ash were not detectable to 260 g of PCDD and 30-1330 g of PCDF. Due to the paucity of data, and the fact that samples are time-specific for individual plants, these numbers are highly variable and should be considered only as order of magnitude estimates. To illustrate further this problem, one additional power plant's fly ash measured 18 ng/g PCDD and 83 ng/g PCDF (45). Values of <1 and 2 ng/g were reported for the same plant in another reference (71). These differences may also be due to different analytical techniques.

TABLE 15 PCDD/PCDF CONCENTRATIONS IN FLY ASH FROM CANADIAN COAL-FIRED POWER PLANTS (ng/g)

	PCDD	PCDF
T_4-	N.D.	N.D.-0.09
P_5-	N.D.-0.56	N.D.-2.82
H_6-	N.D.-0.16	N.D.-0.25
H_7-	N.D.-0.04	N.D.-0.19
0-	N.D.-0.02	N.D.-0.13

N.D. - not detected

Only one series of stack emissions tests has been performed to date at a coal-fired power plant in Canada (46). Emission factors ranging from 4-40 µg/tonne coal fired for PCDDs and from 10-100 µg/tonne coal fired for PCDFs were determined. These values are for particulate PCDD and PCDF in the stack emissions. No gaseous PCDD or PCDF was detected in the samples collected. All PCDDs and PCDFs were detected except for H_6CDD and OCDD, and H_7CDF and OCDF. Results from this series of tests should be considered experimental, as was the case for some of the emissions data on municipal incinerators (Section 3.1.1 and reference 46).

Based on average values of PCDDs and PCDFs from this test, total emissions to the atmosphere from utility boilers firing coal can be estimated. These estimates are summarized in Table 16, using an annual coal consumption figure of 27.78 million tonnes, obtained from Statistics Canada (71). Due to the limited data base available for power plants, investigation of these sources should continue.

TABLE 16 PCDD AND PCDF EMISSIONS FROM COAL-FIRED UTILITY BOILERS, 1980 (g)

	PCDD	PCDF
D_2-	156	87
T_3-	69	51
T_4-	17	Neg.
P_5-	18	209
H_6-	-	348
H_7-	18	-
O_8-	-	-
Total	278	695

Neg. - Negligible

Fly ash and gaseous emission samples from a utility boiler firing a combination of coal (85%) and refuse-derived fuel (RDF-15%) were analyzed. T_4CDD was not found in this study. It is suggested by the authors that this is due to the high operating temperature, and the long residence time in the combustion zone. However, PCDF compounds were identified in both the fly ash and gaseous samples from the same boiler (51,73,74).

3.2.2 Industrial Boilers. Very few data are available for industrial boilers. Concentrations of PCDD and PCDF detected in fly ash from an electrostatic precipitator ranged from 68-600 ppb and 300 ppb, respectively (36,37,75,76). These boilers both used combinations of fuel: coal/RDF in one case, and coal/fuel oil in the other case. In one other test referenced (77), only T_4CDD and T_4CDF were measured, giving emission factors of 0.69 µg/kg coal fired and 5.8 µg/kg coal fired, respectively. When burning RDF, these emission factors were 0.36 µg/kg RDF and 3.7 µg/kg RDF, respectively. In one test performed in Canada at a coal-fired heating plant, no dioxins or furans were detected (46). Results from a single test being performed at a coal-fired thermal dryer at a coal preparation plant have not been evaluated to date. A better assessment as to the emissions from these thermal dryers will be available upon completion of further testing at an additional two plants (one coal-fired, one gas-fired) (78).

3.3 Residential Stoves, Fireplaces and Furnaces

Chlorinated dioxins have been identified in the fly ash of various wood stoves, fireplaces and residential heating furnaces. While PCDDs have been measured in the chimney particulates, they have not been analyzed for in the stack gas. Most of these samples were not analyzed for PCDFs, although one set of results did find PCDFs present in chimney particulates (79).

3.3.1 Wood Combustion. PCDDs have been identified in the chimney particulates of residential wood combustion units located in three areas of the United States (80). These particulates were taken from various sampling locations in the chimneys of these residential wood combustion units. The wood used for these tests had not been previously treated with or exposed to 2,4-D, 2,4,5-T or pentachlorophenol. In all locations, particulates were found to contain T_4CDD, H_6CDD, H_7CDD and OCDD. The isomer 2,3,7,8-T_4CDD was a minor component of total T_4CDD concentrations, ranging from a non-detectable concentration (detection limit 1 ppt) to 200 ppt. A summary of these data is given in Table 17. The data suggest that the combustion of wood as it occurs naturally may result in the formation of a broad spectrum of chlorinated dioxins.

A recent study performed by the Ontario Ministry of the Environment detected PCDDs and PCDFs in samples of bottom and chimney particulates (ash) from wood burning stoves, a fireplace and an open-air fire (79). All wood that was burned was untreated. Concentrations varied from <1 to 33 ppb for PCDDs and from non-detectable to 31 ppb for PCDFs.

TABLE 17 CHLORINATED DIOXIN CONCENTRATIONS FROM RESIDENTIAL WOOD COMBUSTION (ppt)

Group	Location East	Central	West	Average (All Regions)
T_4CDD	2-7824 (2000)	N.D.-3831 (1500)	93-514 (270)	1 200
H_6CDD	21-5600 (2200)	3-65300 (14000)	1251-9220 (4300)	6 900
H_7CDD	63-5400 (2100)	12-39000 (13000)	960-5800 (3200)	6 000
OCDD	95-7200 (2000)	24-37000 (14000)	490-5200 (2200)	6 000
Total	181-26024 (8300)	39-145131 (42500)	2794-20734 (9970)	20 100

N.D. - not detected.

Note: Average values are given in brackets.

Assuming that the average concentrations in Table 17 represent all variations in the samples collected (i.e., chimney type, sampling point, wood type and mode of operation of the combustion unit), then these values can be used in estimating emissions from fuelwood combustion. Total emissions of PCDDs in 1980 were approximately 1800 g, calculated using the quantity of fuelwood consumed and particulate emissions (45,81). Emissions are summarized in Table 18.

TABLE 18 PCDD EMISSIONS FROM FUELWOOD COMBUSTION, 1980 (g)

	PCDD Emissions
T_4-	100
H_6-	600
H_7-	550
0-	550
Total	1800

The percent contribution of 2,3,7,8-T_4CDD, relative to total T_4CDDs, averaged 5.0% (or 5 g) or 0.3% of total PCDDs.

Additional quantitative information is required in order to establish a more reliable estimate of the magnitude of the emissions. Further research, which should include the analysis of emissions from wood burning devices, is warranted by the increasing consumption of wood as an alternative fuel.

3.3.2 Oil Combustion. A preliminary experiment conducted prior to the wood combustion tests analyzed combustion particulates from an oil burning system (80). T_4CDD (2.4 ppt detection limit) and H_6CDD (4.2 ppt detection limit) were not detected; 25 ppt H_7CDD and 130 ppt OCDD were found. Based on total estimated particulate emissions of 3375 tonnes from residential sources burning fuel oil (45), total PCDD emissions are calculated to be less than 1 g/annum.

3.3.3 Natural Gas Combustion. Particulate matter removed from the plates of an ESP installed on a natural gas-fired residential heating furnace was found to contain PCDDs at a concentration of 1765 ng/g. Levels of T_4CDD were less than 0.1% of the total chlorinated dioxins found; however, the 2,3,7,8-T_4CDD isomer represented 60% of the T_4CDD measured (36,37). PCDD emissions were estimated based on particulate emissions resulting from residential natural gas combustion (45) and assuming that the PCDD concentrations emitted are the same as those collected from the ESP plates. Total PCDD emissions were estimated to be 921 g/annum, of which 74% would be OCDD and 24% would be H_7CDD. PCDFs were also detected on the soot from this source, but not quantified (36).

3.4 Other Combustion

3.4.1 Wood Combustion. The burning of wood and wood products contaminated with chlorophenols and other herbicides represents a significant potential source of PCDD and PCDF releases into the environment, especially the atmosphere. Several studies have been identified in the literature.

Wood chips treated with 2,4,5-T and subsequently burned produced both PCDDs and PCDFs (82). The higher chlorinated dioxins dominated the dioxin results, while the lower chlorinated furans (T_4CDF, P_5CDF) were more dominant in the furan fraction. From this study, the researchers extrapolated that the uncontrolled burning of 1 m^2 of forest, after application of 2,4,5-T, will yield 1 μg T_4CDD. In a similar study, where paper and grass were treated with 2,4,5-T and then burned, results showed that

only a small fraction of 2,4,5-T is converted to T_4CDD (1 ppt T_4CDD/ppm of 2,4,5-T residue burned) (83).

The combustion of wood treated with various chlorophenate formulations (e.g., trichlorophenate, PCP) generated dioxin compounds in both the fly ash and gaseous states. All homologues were detected except monochlorodibenzo-p-dioxin. Total PCDD concentrations ranged from 6 to 850 μg/g of formulation. PCDFs were not analyzed (50).

Wood treatment plants often burn chlorophenate-treated wood wastes as fuel. Both PCDDs and PCDFs were detected in samples from the burning of birch leaf and wood wool. Conclusions from this study state that "the burning of chlorophenates or material like wood shavings, plywood or waste oil containing chlorophenates seems to be a more important source of environmental pollution by PCDDs including 2,3,7,8-T_4CDD than the accidental burning of 2,4,5-T derivatives or vegetation treated with 2,4,5-T derivatives" (82).

Another experiment involving the use of pine wood with HCl added confirmed the release of PCDDs and PCDFs (49). PCDFs were detected at a level 20 times higher than PCDDs, and appear to be associated with the presence of a chlorine donor. A study by Jansson et al. (85) identified PCDFs in the combustion of pine wood alone, a sharp contrast to the work by Tiernan et al. (49), where PCDFs were not detected in the ng/g range from the combustion of pine wood alone.

Tests on the combustion of wooden ammunition boxes impregnated with pentachlorophenol show that most of the PCDDs were found in the particulate sample. A summary of the results is given in Table 19, the average values in brackets (86). Of the average 64 ng/m^3 OCDD detected, 3 ng/m^3 were found in the gaseous component of the sample.

The Canadian wood protection and preservation industries use more than 2000 tonnes of chlorophenols annually, and disposal of chlorophenol contaminated wastes poses a serious problem (11). The residues of major concern are diptank sludges and wood shavings. In eastern Canada, most of the residues are land disposed, whereas in western Canada the most widely used disposal option is burning, either in wigwam burners or in hog-fuel or other industrial boilers. A laboratory study investigating PCDD/PCDF formation from chlorophenol combustion (5) showed that the combustion of chlorophenol-contaminated wood wastes produces a 0.9-1.7% conversion of chlorophenol to PCDDs and PCDFs, with P_5-, H_6-, and H_7-groups predominating. The conditions at which these results apply were at 300-400°C with ignition. Vapours from the ignition stage were

TABLE 19 CONCENTRATIONS OF PCDDs AND PCDFs FROM AMMUNITION BOX BURNING (ng/m^3)

Number of Chlorines	PCDD	PCDF
4	0.8-5.5 (1.7)	N.D.
5	2.6-5.2 (3.7)	N.D.
6	22-67 (42)	Trace
7	11-35 (27)	Trace
8	30-80 (64)	3.9-9.8 (8)

N.D. - not detected

exposed to high temperature destruction, resulting in PCDD and PCDF concentrations of 1300 mg/kg of chlorophenol. (Both these tests were conducted using a diptank sludge with 3.3% chlorophenol.)

Results from pilot and full-scale incineration of chlorophenol-contaminated wood wastes have not indicated the presence of PCDDs in the atmospheric emissions (87,88), but data from the full-scale incineration indicated the presence of PCDFs in the ash produced (88).

It is obvious from the quoted literature that major discrepancies exist as to whether PCDDs/PCDFs are emitted to the atmosphere from the combustion of chlorophenol-treated wood waste. Assuming that 1% of the chlorophenols used in the wood protection/preservation industry are burned in wigwam burners and power boilers, and that PCDD/PCDF emissions can range from none to 0.13% of the chlorophenols consumed (5,87,88), then emissions are estimated ranging up to 30.2 kg per year. Estimates of PCDDs in the ash generated could be calculated in a similar manner; however, the amount of ash produced by this sector is not known.

Work is being planned to carry out emission testing of chlorophenol contaminated wood-waste fired power boilers in British Columbia. The data will be available at a later date (89).

The burning of chlorophenol treated railway ties is another source where PCDDs/PCDFs can evolve. A study on wood-stove burning of unused railroad ties revealed that PCDDs/PCDFs are released, although data are not yet available (90). Assuming that PCDDs are produced at a rate of 1000 µg/g (1 mg/g) pentachlorophenol burned, that the pentachlorophenol content of the sprayed wood is 1000 µg/g, and that all treated ties are burned, annual emissions are estimated to be approximately 6 kg (58,84).

Emissions of PCDDs from creosote-treated ties that are burned have not been characterized as yet. A study in Minnesota revealed several polycyclic aromatic hydrocarbons, but PCDDs were not measured (91). Environment Canada is presently undertaking an experiment to help fill this information gap (90).

Because of the problems associated with obtaining representative samples of all stages of the combustion process and fuel composition of uncontrolled open fires such as forest fires and slash burning, it has been assumed that residential wood combustion units represent the most useful basis from which to estimate emissions from these sources at this time. It must be understood that combustion conditions are highly variable, notably reaction temperature within the combustion and post-combustion zones and the residence times of reactants and products in the high-temperature zone. However, using the concentrations provided in Table 17, estimates were made for both forest fires and slash burning. PCDD emissions, summarized in Table 20, have been calculated using average particulate emissions data (45) from 1970 to 1980. A more accurate estimate of the emissions from open fires will require study of these combustion sources to determine where to sample so as to find the most realistic level of PCDDs emitted.

TABLE 20 PCDD EMISSIONS FROM OPEN-BURNING SOURCES

	Forest Fires[a] (kg)	Slash Burning[b] (g)
T_4-	3.5	197
H_6-	20.2	1135
H_7-	17.5	987
O_8-	17.5	987
Total	58.7	3306

a Based on average total particulate emissions of 2.92 million tonnes.
b Based on average total particulate emissions of 164 500 tonnes.

3.4.2 Pyrolysis of PCBs and Chlorobenzenes. Pyrolysis of PCBs resulted in formation of various PCDFs (all groups were detected); however, no quantitative data were reported (76,92). Pyrolysis of chlorinated benzenes resulted in the detection of tetra-through octa- groups of both PCDDs and PCDFs. Chlorobenzenes can be formed from other chlorinated organic compounds including polyvinyl chloride (PVC), and possibly from inorganic chlorides under pyrolytic conditions, but the quantities or concentrations reached would be unlikely to form PCDDs or PCDFs. However, under incineration conditions, the concentration of chlorobenzenes may attain a level where PCDDs and PCDFs could form (93). Quantification from this source is not possible, but amounts emitted would be very minor.

An experimental plasma arc reactor designed for toxic waste destruction has been tested for PCDD/PCDF in Canada (94). PCBs (AROCLOR 1254) were mixed with methanol in the reactor. While no PCDDs or PCDFs were found in the impingers, PCDFs were present in spray water samples from the first stage of the wet-scrubbing process.

3.4.3 Oxidation of Coal. High temperature oxidation of coal yielded only H_7CDD and OCDD, which were detected in the reaction off-gases. When oxidized and chlorinated by hydrogen chloride and chlorine gas, substantial quantities (100-400 ng/g coal) of PCDDs (mainly H_6CDD, H_7CDD and OCDD) were observed (95). Quantification of emissions from this source is not feasible.

3.4.4 Cigarette Smoke. In the U.S., smoke generated by the combustion of cigarettes (tobacco and paper) was analyzed for trace levels of chlorinated dioxins. The combustion experiments were conducted so as to simulate smoking conditions (36,37). Although no T_4CDDs were detected, the following were found:

1) H_6CDD: 4.2-8.0 pg/cigarette
2) H_7CDD: 8.5-9.0 pg/cigarette
3) OCDD: 18-50 pg/cigarette

Based on the sale of 64.5×10^9 cigarettes in Canada in 1980 (96), emissions are calculated to be:

1) H_6CDD: <1 g
2) H_7CDD: 1 g
3) OCDD: 1-3 g

or a total dioxin emission rate of 2-4 g/annum.

3.4.5 Coal Combustion - Metallurgical Coke. Another area of combustion not discussed or referenced is the combustion of coal in the production of metallurgical coke. In the metallurgical coke process, coal is heated indirectly to about 1100°C over a period of time and at a rate that depends on the end product required. Generally, the total period of time is about 17 hours. Organic emissions occur mainly during the charging, coking and pushing operations, and result from leaks in the ovens or combustion inefficiency. Because of these inefficiencies, it is possible that dioxins can be formed. However, no work has been performed in this area to either validate or refute this hypothesis.

3.4.6 Electrical Capacitor/Transformer Fires. The concern that uncontrolled burning of PCBs can result in significant environmental releases of PCDFs has been substantiated after review of various capacitor and transformer fires. Six electrical capacitor fires in Sweden and Finland resulted in the formation of PCDFs (60). A transformer fire in Binghamton, New York resulted in a total of 20 µg/g PCDDs in a soot sample being detected, in addition to 2160 µg/g of PCDFs (97). By comparison, a capacitor fire in Toronto in 1977 resulted in a PCDF soot concentration of 5 µg/g (98). The only other documented transformer fire in Canada occurred at the University of Manitoba in 1982. PCDFs were not detected in the soot at ng/g levels (99).

Jansson and Sundstrom (100) suggest limited dispersion of the contaminants following a fire as a result of wipe tests. However, no specific atmospheric monitoring has ever been reported. Because of the variability of the occurrence of these fires (101), the quantity of PCBs released during the fire and the control measures on the use of electrical equipment containing PCBs, quantities of PCDD/PCDF released to the environment cannot be estimated.

4 MOTOR VEHICLE SOURCES

Motor vehicles are another potential source of dioxin emissions to the atmosphere. Very limited work has been performed in this area. One set of samples analyzed for the U.S. Environmental Protection Agency produced the following results:

1) no dioxins found in the diesel samples (detection limit 40 pg);
2) for catalyst-equipped cars, an emission rate of 640 pg/km for total dioxins and 24 pg/km for 2,3,7,8-T_4CDD
3) for leaded gasoline cars, an emission rate of 2240 pg/km for total dioxins and 128 pg/km for 2,3,7,8-T_4CDD (102).

Assuming that approximately 14.1 million vehicles travel an average of 20 800 km annually, and that there is a 60/40 mix of leaded and unleaded motor vehicles, then emissions of dioxins are calculated as shown in Table 21 (103).

TABLE 21 CANADIAN DIOXIN EMISSIONS FROM MOTOR VEHICLES, 1980 (g)

Fuel Type	Total Dioxins	2,3,7,8-T_4CDD
Leaded	150	9
Unleaded	30	1
Total	180	10

Mufflers from gasoline-powered and diesel-powered motor vehicles have been collected, scraped and analyzed for chlorinated dioxins (36,37). Data are summarized in Table 22. The 2,3,7,8-T_4CDD isomer was detected in only one of five samples from gasoline-burning vehicles, and in one of two from diesel-burning trucks.

TABLE 22 DIOXIN CONTENT IN MUFFLERS FROM MOTOR VEHICLES (ppt)

	Dioxin Group			
Fuel Type	T_4CDD	H_6CDD	H_7CDD	OCDD
Gasoline	1.4-4.4	N.D.-2.0	N.D.-14	8-72
Diesel	N.D.-23	N.D.-27	35-110	190-280

N.D. - not detected

GLOSSARY

Definition of Terms as Used in this Report

Chimney Particulates:	Concentration of particulate matter taken from chimneys.
Congener:	Member of the same classification or group of chemicals.
Electrostatic Precipitator:	Pollution control device used for the removal of particulate matter from a waste gas stream.
Emission Factor:	Statistical average of the rate at which a contaminant is released to the atmosphere as result of some activity, divided by the level of that activity.
Homologous Series:	Organic compounds with molecular formula differing by a multiple of CH_2- (e.g. - alkane series).
Isomer:	Two compounds with the same molecular weight, but having different arrangement or configuration of the atoms.
Precipitated Fly Ash:	Solid residue entrained by combustion gases which is collected by pollution control equipment.
Stack Effluents:	Gases and suspended particles emitted from a stack or chimney.

Units

Mass:	pg	= picogram	= 10^{-12} grams
	ng	= nanogram	= 10^{-9} grams
	µg	= microgram	= 10^{-6} grams
	g	= gram	
	kg	= kilogram	= 10^{3} grams
	t	= tonne	= 10^{6} grams
	ppm	= parts per million	= 1 mg/kg
	ppb	= parts per billion	= 1 µg/kg
	ppt	= parts per trillion	= 1 ng/kg
Volume:	L	= litre	
	m^3	= cubic metre	= 10^{3} litres
	ppm	= parts per million	= 1 mg/L
	ppb	= parts per billion	= 1 µg/L
	ppt	= parts per trillion	= 1 ng/L
Concentration:	ng/m^3	= nanogram/cubic metre	
	ng/L	= nanogram/litre	

Selected Chemical Symbols

2,4-D	2,4-dichlorophenoxyacetic acid
2,4,5-T:	2,4,5-trichlorophenoxyacetic acid
PCB:	Polychlorinated biphenyls
PCDD:	Polychlorinated dibenzo-p-dioxins
PCDF:	Polychlorinated dibenzofurans
PCP:	Pentachlorophenol
PVC:	Polyvinyl chloride

REFERENCES

1. Study on State-of-the-Art of Dioxin from Combustion Sources, prepared by Arthur D. Little, Inc., issued by the American Society of Mechanical Engineers, 1981.

2. Jones, P.A., Chlorophenols and Their Impurities in the Canadian Environment, Environmental Impact Control Directorate, Environmental Protection Service, Environment Canada, EPS 3-EC-81-2, March 1981.

3. National Research Council of Canada, Polychlorinated Dibenzo-ρ-Dioxins: Criteria for Their Effects on Man and His Environment, NRCC No. 18574, 1981.

4. Agriculture Canada, Laboratory Services Division, Unpublished Information, 1984.

5. Dearborn Environmental Consulting Services, Thermal Destruction of Chlorophenol Residues, prepared for Environment Canada, July 1983.

6. Esposito, M.P., et al., (PedCo Environmental), Dioxins: Volume I - Sources, Exposure, Transport and Control (Prepared for the U.S. Environmental Protection Agency), EPA 600/2-80-197, November 1980.

7. Rappe, C., et al., Identification of Polychlorinated Dibenzofurans (PCDFs) in Commercial Chlorophenol Formulations, Chemosphere, 7(12): 981-991, 1978.

8. U.S. Environmental Protection Agency, Organic Chemical Manufacturing, Volume 1: Program Report, December 1980.

9. Environment Canada, Industrial Programs Branch, Summary Report of the 1982 Dioxin Effluent Survey, Unpublished Draft, January 1984.

10. Environment Canada, Commercial Chemicals Branch, Unpublished Information, 1983.

11. Environment Canada, Commercial Chemicals Branch, Chlorophenols and Their Impurities in the Canadian Environment: 1983 Supplement, Report EPS 3-EP-84-3, March 1984.

12. Lamberton, J., et al., The Determination of Polychlorodibenzo-ρ-Dioxins in Pentachlorophenol and Wood Treatment Solutions, Am. Ind. Hyg. Assoc. J., 40(9): 816-822, 1979.

13. Gebefugi, I., et al., Occurrence of Pentachlorophenol in Enclosed Environments, Ecotoxicol. Environ. Safety, 3:269-300, 1979.

14. Lamparski, L.L., et al., Photolysis of Pentachlorophenol-Treated Wood. Chlorinated Dibenzo-ρ-Dioxin Formation, Environ. Sci. Technol., 14(2): 196-200, February 1980.

15. Dobbs, A.J. and Grant, C., Octochlorodibenzo-ρ-Dioxin in Wood Treatment Materials and Treated Wood, Chemosphere, 10: 1185-1193, 1981.

16. Statistics Canada, Imports-Merchandise Trade, Commodity Detail, Publication No. 65-207 (Various years).

17. National Research Council of Canada, Phenoxy Herbicides - Their Effects on Environmental Quality, NRCC No. 16075, 1978.

18. Cochrane, W.P., et al., Determination of Chlorinated Dibenzo-p-Dioxin Contaminants in 2,4-D Products by Gas Chromatography - Mass Spectrometric Techniques, Journal of Chromatography, 217: 289-299, 1981.

19. Stewart, M., Personal Communication, Pesticides Division, Agriculture Canada, 1983.

20. Norstrom, A., et al., Analysis of Some Older Scandinavian Formulations of 2,4-D Dichlorophenoxyacetic Acid and 2,4,5-T Trichlorophenoxyacetic Acid for Contents of Chlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Dibenzofurans, Scand. J. Work Environ. Health, 5:375-378, 1978.

21. Cedar, F., Personal Communication, Pesticides Division, Agriculture Canada, 1983.

22. Cochrane, W.P., et al., Levels of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins in 2,4-D Technical Products, Laboratory Services Division, Agriculture Canada, July 1982.

23. Halperin, W.E., et al., Dioxin: An Overview, The American Statistician, 36(3): 284-289, Part 2, August 1982.

24. Agriculture Canada, Pest Control Products Regulations Amendment, Canada Gazette Part II, Vol. 113, No. 5, February 20, 1979.

25. Health and Welfare Canada, Canadian Drug Identification Code, Sixth Edition, 1979.

26. Lovering, E.G., Personal Communication, Bureau of Drug Research, Health and Welfare Canada, 1983.

27. Woolson, E.A., et al., Survey of Polychlorodibenzo-p-Dioxin Content in Selected Pesticides, J. Agric. Food Chem., 20: 351-354, 1972.

28. Forrette, J.E. and Rozek, A.L., Analysis of Technical Dicamba for 2,7-Dichlorodibenzo-para-Dioxin and 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-para-Dioxin, Velsicol Chemical Corporation, September 1977.

29. Health and Welfare Canada, Unpublished Information, 1984.

30. National Research Council of Canada, Polychlorinated Biphenyls: Biological Criteria for an Assessment of Their Effects on Environmental Quality, NRCC No. 16077, 1978.

31. Nisbet, I.C.T. and Sarofim, A.F., Jr., Rates and Routes of Transport of PCB's in the Environment, Environ. Health Perspect., 1(1): 159-164, 1972.

32. Environment Canada, Commercial Chemicals Branch, National PCB Inventory for Canada, Unpublished Draft Report, 1983.

33. Electric Power Research Institute, State-of-the-Art Review: PCDDs and PCDFs in Utility PCB Fluid, EPRI CS-3308, November 1983.

34. Bowes, G.W., et al., Identification of Chlorinated Dibenzofurans in American Polychlorinated Biphenyls, Nature, 26: 305-307, July 24, 1975.

35. Chittim, B.G., Chlorinated Dibenzofurans and Dibenzo-ρ-Dioxins: Detection and Quantitation in Electrial Equipment and Their Formation During the Incineration of PCB's, Wellington Science Associates Inc., prepared under contract for Fisheries and Environment Canada, September 1979.

36. Dow Chemical Co., The Trace Chemistries of Fire - A Source of and Routes for the Entry of Chlorinated Dioxins into the Environment, The Chlorinated Dioxin Task Force, Michigan Division, 1978.

37. Bumb, R.R., et al., Trace Chemistries of Fire: A Source of Chlorinated Dioxins, Science, 210: 385-391, October 1980.

38. Lustenhouwer, J., et al., Chlorinated Dibenzo-ρ-Dioxins and Related Compounds in Incinerator Effluents: A Review of Measurements and Mechanisms of Formation, Chemosphere, 9: 501-522, 1980.

39. Olie, K., et al., Polychlorinated Dibenzo-ρ-Dioxins and Related Compounds in Incinerator Effluents, From: Pergamon Series on Environmental Science, Volume 5 - Chlorinated Dioxins and Related Compounds Impact on the Environment, pp. 227-244, 1982.

40. Cavallaro, A., et al., Summary of Results of PCDDs Analyses from Incinerator Effluents, Chemosphere, 11: 859-868, 1982.

41. Eiceman, G.A., et al., Distribution of PCDDs and Other Toxic Compounds Generated on Fly Ash Particulates in Municipal Incinerators, Journal of Chromatography, 239: 173-180, 1982.

42. Liberti, A., et al., Determination of Polychlorinated Dibenzo-ρ-Dioxins and Polychlorodibenzofurans in Environmental Samples by Gas Chromatography - Mass Spectometry, J. Chromatgr., 242: 111-118, 1982.

43. Karasek, F.W. and Viau, A.C., Gas Chromatographic-Mass Spectrometric Analysis of Polychlorinated Dibenzo-ρ-Dioxins and Organic Compounds in High Temperature Fly Ash From Municipal Waste Incineration, J. Chromatogr., 265: 79-88, 1983.

44. Clement, R.E., and Karasek, F.W., Distribution of Organic Compounds Adsorbed on Size-Fractionated Municipal Incinerator Fly-Ash Particles, J. Chromatogr., 234: 395-405, 1982.

45. Environment Canada, Inventory Management Division, Unpublished Information, 1984.

46. Environment Canada, Pollution Measurement Division, Source Testing Studies of Polychlorinated Dibenzo-ρ-Dioxins (PCDD) and Dibenzofurans (PCDF), Unpublished report, 1984.

47. Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Région du Québec. Mesure des émissions de polychlorodibenzo-ρ-dioxines (PCDD) et de polychlorodibenzofurannes (PCDF) provenant de l'incinérateur Des Carrières à Montréal, Rapport SPE 5/UP/RQ1, décembre 1984.

48. Ozvacic, V., et al., Determination of Chlorinated Dibenzo-ρ-Dioxins, Chlorinated Dibenzofurans, Chlorinated Biphenyls, Chlorobenzenes and Chlorophenols in Air Emissions and Other Process Streams at SWARU in Hamilton, Joint Report by Air Resources and Laboratory Services and Applied Research Branches, MOE and Ontario Research Foundation, Report No. ARB-02-84-ETRD, 1984.

49. Tiernan, T.O., et al., Chlorodibenzodioxins, Chlorodibenzofurans and Related Compounds in the Effluents from Combustion Processes, Chemosphere, 12: 595-606, 1983.

50. Ahling, B. and Lindskog, A., Emission of Chlorinated Organic Substances from Combustion, From: Pergamon Series on Environmental Science, Volume 5 - Chlorinated Dioxins and Related Compounds Impact on the Environment, pp. 215-225, 1982.

51. Redford, D.P., et al., Emissions of PCDDs and PCDFs from Combustion Sources, Presented at the International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds, Arlington, Virginia, October 25-29, 1981.

52. Gizzi, F., et al., Polychlorinated Dibenzo-ρ-Dioxins (PCDD) and Polychlorinated Dibenzofurans (PCDF) in Emissions from an Urban Incinerator. 1. Average and Peak Values, Chemosphere, 11:577-583, 1982.

53. Karasek, F.W., et al., Generation of Polychlorinated Dibenzo-ρ-Dioxins from Canadian Municipal Incinerators, University of Waterloo, Waterloo, Ontario, 1981.

54. Clement, R.E., et al., Levels of Chlorinated Organics in a Municipal Incinerator, Presented at the American Chemical Society Annual Meeting, Washington, D.C., August 1983.

55. Ontario Ministry of the Environment, Hazardous Contaminants and Standards Branch, Unpublished Report, March 1984.

56. Kidd, J., Emissions from Municipal Refuse Incinerators, Prepared for Industrial Programs Branch, Environment Canada, October 1984.

57. Ozvacic, V., et al., Emissions of Chlorinated Organics from Two Municipal Incinerators in Ontario, Presented at 77th APCA Annual Meeting, San Francisco, California, June 1984.

58. Environment Canada, Wastewater Technology Centre, Unpublished Information, 1983.

59. Shih, C., et al., (TRW, Inc.), Emissions of Polychlorinated Dibenzo-ρ-Dioxins (PCDDs) and Dibenzofurans (PCDFs) from the Combustion of Fossil Fuels, Wood and Coal Refuse (Prepared for the U.S. Environmental Protection Agency), EPA Contract No. 68-02-3138, December 1980.

60. Rappe, C., et al., Polychlorinated Dibenzo-ρ-Dioxins, Dibenzofurans, and Other Polynuclear Aromatics Formed During Incineration and Polychlorinated Biphenyl Fires, From: Chlorinated Dioxins and Dibenzofurans in the Total Environment, pp. 99-124, 1983.

61. Jan, W. and Sheffield, A., National Inventory of Sources and Emissions of Lead (1978), Data Analysis Division, Air Pollution Control Directorate, Environment Canada, EPS 3-AP-82-1, March 1983.

62. Ontario Research Foundation, Environmental Testing During Liquid Industrial Waste Burning in a Rotary Cement Kiln, Final Report, April 1984.

63. Martin, C.B., Witness Statement--Involvement in Victoria Hospital Corporation Proposed Energy from Waste Plant, January 1983.

64. Environment Canada, Pollution Measurement Division, Report on a Stack Sampling Program to Measure the Emissions of Selected Trace Organic Compounds, Particulates, Heavy Metals and HCl from the Royal Jubilee Hospital Incinerator, Victoria, B.C., Unpublished Report, April 1983.

65. Hryhorczuk, D.O., et al., A Wire Reclamation Incinerator as a Source of Environmental Contamination with Tetrachlorodibenzo-ρ-Dioxins and Tetrachlorodibenzofurans, Archives of Environmental Health, 36: 228-234, 1981.

66. Kimble, B.J. and Gross, M.L., Tetrachlorodibenzo-ρ-Dioxin Quantitation in Stack-Collected Coal Fly Ash, Science, 207: 59-61, January 1980.

67. Czuczwa, J.M. and Hites, R.A., Environmental Fate of Combustion-Generated Polychlorinated Dioxins and Furans, Environ. Sci. Technol., 18: 444-450, 1984.

68. U.S. Environmental Protection Agency, Comprehensive Assessment of the Specific Compounds Present in Combustion Processes, Volume 3--National Survey of Organic Emissions from Coal-Fired Utility Boiler Plants, EPA-560/5-83-006, September 1983.

69. Environment Canada, Water Pollution Control Directorate, Dioxin Analyses of Ashes from Electrical Generating Stations, Unpublished Draft Report, July 1982.

70. Zenon Environmental Inc., Characterization of Organic Contaminants in Selected Coal-Fired Power Station Ashes, prepared for Environment Canada, 1983.

71. Zenon Environmental Inc., Characterization of Organic Contaminants in Pulverized Coal-Fired Power Generating Station Ash Samples, prepared for Environment Canada, 1984.

72. Statistics Canada, Quarterly Report on Energy Supply-Demand in Canada, Publication No. 57-003, Quarter IV, 1980.

73. Junk, J.A. and Richard, J.J., Dioxins Not in Effluents from Coal/Refuse Combustion, Chemosphere, 10: 1237-1241, 1981.

74. Vick, R.D., et al., Organic Emissions from Combustion of Combination Coal/Refuse to Produce Electricity, Chemosphere, 7: 893-902, 1978.

75. Buser, H.R., et al., Identification of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxin Isomers Found in Fly Ash, Chemosphere, 7: 165-172, 1978.

76. Buser, H.R., et al., Identification of Polychlorinated Dibenzofuran Isomers in Fly Ash and PCB Pyrolyses, Chemosphere, 7: 419-429, 1978.

77. Higgins, G.H. (Systech Corporation), An Evaluation of Trace Organic Emissions from Refuse Thermal Processing Facilities (Prepared for U.S. Environmental Protection Agency), Contract No. 68-01-6071, July 1982.

78. Environment Canada, Industrial Programs Branch, Mining, Mineral and Metallurgical Processes Division, Unpublished Information, 1984.

79. Clement, R.E., et al., Levels of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Dibenzofurans in Wood Burning Stoves and Fireplaces, presented at the 4th International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds, Ottawa, Ontario, October 1984.

80. Nestrick, T.J. and Lamparski, L.L., Isomer-Specific Determination of Chlorinated Dioxins for Assessment of Formation and Potential Environmental Emission from Wood Combustion, Anal. Chem., 54: 2292-2299, 1982.

81. Statistics Canada, Logging, Publication No. 25-201, 1980.

82. Ahling, B., et al., Formation of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins and Dibenzofurans During Combustion of a 2,4,5-T Formulation, Chemosphere, 6: 461-468, 1977.

83. Stehl, R.H. and Lamparski, L.L., Combustion of Several 2,4,5-Trichlorophenoxy Compounds: Formation of 2,3,7,8-TCDD, Science, 197: 1008-1009, September 1977.

84. Rappe, C., et al., Formation of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins (PCDDs) and Dibenzofurans (PCDF) by Burning or Heating Chlorophenates, Chemosphere, 7: 269-281, 1978.

85. Jansson, B., et al., Formation of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins During Combustion of Chlorophenol Formulations, The Science of the Total Environment, 10: 209-217, 1978.

86. Williams, D.A., Identification of Organic Emissions Resulting from the Burning of Ammunition Boxes at CFB, Petawawa, Ontario, Pollution Measurement Division, Environment Canada, 1982.

87. DaRos, B., et al., (Acurex Corporation), Emissions and Residue Values from Waste Disposal During Wood Preserving (Prepared for U.S. Environmental Protection Agency), EPA 600/2-82-062, April 1982.

88. Stretz, L.A., et al., Controlled Air Incineration of Hazardous Chemical Waste at the Los Alamos National Laboratory, Presented at the Waste Management Conference, Tuscon, Arizona, 1982.

89. Environment Canada, Pacific Regional Office, Unpublished Information, 1984.

90. Environment Canada, Industrial Programs Branch, Renewable Resources and Processing Extraction Division, Unpublished Information, 1984.

91. Becker, D., et al., Open Burning of Creosote Treated Rail Ties: A Case Study in Health Risk Assessment, Presented at 77th APCA Annual Meeting, San Francisco, California, 1984.

92. Buser, H.R., et al., Formation of Polychlorinated Dibenzofurans (PCDFs) From the Pyrolysis of PCBs, Chemosphere, 7: 109-119, 1978.

93. Buser, H.R., Formation of Polychlorinated Dibenzo-ρ-Dioxins (PCDDs) and Dibenzofurans (PCDFs) From the Pyrolysis of Chlorobenzenes, Chemosphere, 8: 415-424, 1979.

94. Chiu, C., et al., Polychlorinated Hydrocarbons from Power Plants, Wood Burning and Municipal Incinerators, Chemosphere, 12:607-616, 1983.

95. Mahle, N. and Whiting, L., The Formation of Chlorodibenzo-ρ-Dioxins by Air Oxidation and Chlorination of Bituminous Coal, Chemosphere, 9: 693-699, 1980.

96. Statistics Canada, Production and Disposition of Tobacco Products, Publication No. 32-022, December 1980.

97. Smith, R.M., et al., Analysis for 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzofuran and 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-ρ-Dioxin in a Soot Sample from a Transformer Explosion in Binghamton, New York, Chemosphere, 11(8): 715-720, 1982.

98. Ontario Ministry of the Environment, News Release, February 13, 1978.

99. Environment Canada, Commercial Chemicals Branch, Recommendations for the Prevention of PCDF Contamination from Fires Involving Electrical Equipment, Report EPS 1/CC/2, March 1985.

100. Jansson, B. and Sundstrom, G., Formation of Polychlorinated Dibenzofurans (PCDF) During a Fire Accident in Capacitors Containing Polychlorinated Biphenyls (PCB), From: Pergamon Series on Environmental Science, Volume 5 - Chlorinated Dioxins and Related Compounds Impact on the Environment, pp. 201-208, 1982.

101. Federal Register, Environmental Protection Agency, Polychlorinated Biphenyls (PCBs); Manufacture, Processing, Distribution in Commerce and Use Prohibitions; Use in Electrical Transformers, pp. 11070-11083, March 23, 1984.

102. U.S. Environmental Protection Agency, Mobile Sources Measurements Research Section, Unpublished Information, 1982.

103. Environment Canada, Industrial Programs Branch, Transportation Systems Division, Unpublished Information, 1982.

BIBLIOGRAPHY

Ahling, B., et al., Formation of Chlorinated Hydrocarbons During Combustion of Poly (Vinyl Chloride), Chemosphere 7(10): 799-806, 1978.

American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, "Preprint Extended Abstracts", Kansas City, Missouri, September 1982.

Bird and Hale Ltd., Municipal Refuse Statistics for Canadian Communities of Over 100 000 (1976-1977), (Prepared for Waste Management Branch, Environment Canada), 1978.

Buser, H.R. and Rappe, C., Formation of Polychlorinated Dibenzofurans (PCDFs) from the Pyrolysis of Individual PCB Isomers, Chemosphere, 8: 157-174, 1979.

Cavallaro, A., et al., A Method for the Determination of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-ρ-Dioxins at ppt Levels in Vegetables by High-Resolution Gas Chromatography and Low-Resolution Mass Spectrometry, Chemosphere, 9: 623-628, 1980.

Clement, R.E., et al., Daily Variations in Composition of Extractable Organic Compounds in Fly-Ash from Municipal Waste Incineration, Intern. J. Environ. Anal. Chem., 17: 257-266, 1984.

Cochrane, W.P., et al., Analysis of Technical and Formulated Products of 2,4-Dichlorophenoxyacetic Acid for the Presence of Chlorinated Dibenzo-ρ-Dioxins (Presented at the Workshop on the "Impact of Chlorinated Dioxins and Related Compounds on the Environment") October 22-24, 1980.

Cochrane, W.P., et al., Microcontaminant Dioxin Analysis of Pesticide Products, Agriculture Canada, 1981.

Duckett, E.J., Dioxins in Perspective: Knowns, Unknowns, Resolving the Issues, Solid Wastes Management, pp. 56-57, 88-89, May 1981.

Eiceman, G.A. and Rghei, H.O., Chlorination Reactions of 1,2,3,4-Tetrachlorodibenzo-ρ-Dioxins and Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Fly Ash from a Municipal Incinerator, Anal. Chem., 53(7): 955-959, June 1981.

Environment Canada, Dioxins in the Vicinity of Two Atlantic Region Wood Preserving Operations, Surveillance Division, EPS 5-AR-81-2, August 1981.

Esposito, M.P. and Watkins, D.R., Airborne Dioxins: The Problem in Review, (Presented at the 73rd Annual Meeting of the Air Pollution Control Association), Montreal, Quebec, June 22-27, 1980.

Hall, R.L., et al., Materials Balance for Chlorophenols. Level I-Preliminary (Prepared for U.S. Environmental Protection Agency), EPA-560/13-80-004, February 1980.

Hay, A., It Kills Weeds, But What About People?, New Scientist, pp. 158-161, July 15, 1982.

Health and Welfare Canada/Environment Canada, Report of the Ministers' Expert Advisory Committee on Dioxins, November 1983.

Interdepartmental Committee on Toxic Chemicals, Dioxins in Canada: The Federal Approach, December 1983.

Josephson, J., Chlorinated Dioxins and Furans in the Environment, Environ. Sci. Technol., 17(3): 124A-128A, March 1983.

Karasek, F.W., et al., Dioxins from Garbage: Previously Unknown Sources of Toxic Compounds is Being Uncovered Using Advanced Analytical Instrumentation, Canadian Research, pp. 50-56, September 1980.

Karasek, F.W., et al., Distribution of PCDDs and Other Toxic Compounds Generated on Fly Ash Particulates in Municipal Incinerators, Journal of Chromatography, 239: 173-180, 1982.

Kriebel, D., The Dioxins: Toxic and Still Troublesome, Environment, 23(1): 6-13, January/February 1981.

Lamparski, L.L. and Nestrick, T.J., Determination of Tetra-, Hexa-, Hepta-, and Octachlorodibenzo-ρ-Dioxin Isomers in Particulate Samples at Parts per Trillion Levels, Anal. Chem., 52: 2045-2054, November 1980.

Lamparski, L.L., et al., Presence of Chlorodibenzo Dioxins in a Sealed 1933 Sample of Dried Municipal Sewage Sludge, Chemosphere, 13: 361-365, 1984.

Miller, S., The PCB Imbroglio, Environ. Sci. Technol., 17(1): 11A-14A, January 1983.

National Research Council of Canada, Chlorinated Phenols: Criteria for Environmental Quality, NRCC No. 18578, 1982.

National Research Council of Canada, Polychlorinated Dibenzo-ρ-Dioxins: Limitations to the Current Analytical Techniques, NRCC No. 18576, 1981.

Nestrick, T.J., et al., Comments on Variations in Concentrations of Organic Compounds Including Polychlorinated Dibenzo-ρ-Dioxins and Polynuclear Aromatic Hydrocarbons in Fly Ash from a Municipal Incinerator, Anal. Chem., 54: 823-824, 1982.

Nichols, A., Dioxin in Canada (Prepared for Science Council of Canada), November 8, 1976.

Rappe, C., et al., Identification and Quantification of Polychlorinated Dibenzo-ρ-Dioxins (PCDDs) and Dibenzofurans (PCDFs) in 2,4,5-T Ester Formulations and Herbicide Orange, Chemosphere, 7: 431-438, 1978.

Rghei, H.O. and Eiceman, G.A., Absorption and Thermal Reactions of 1,2,3,4-Tetrachlorodibenzo-ρ-Dioxin on Fly Ash from a Municipal Incinerator, Chemosphere, 11(6): 569-576, 1982.

Rghei, H.O. and Eiceman, G.A., Adsorption and Chlorination of Dibenzo-ρ-Dioxin and 1-Chlorodibenzo-ρ-Dioxin on Fly Ash from Municipal Incinerators, Chemosphere, 13: 421-426, 1984.

Smith, R.J., Dioxins Have Been Present Since the Advent of Fire, Says Dow, Science, 202: 1166-1167, December 15, 1978.

Stehl, R.J. and Lamparski, L.L., Combustion of Several 2,4,5-Trichlorophenoxy Compounds: Formation of 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-p-Dioxin, Science, 197: 1008-1009, September 2, 1977.

Third International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds, Abstracts, Salzburg, Austria, October 12-14, 1982.

Tiernan, T.O., et al., Characterization of Toxic Components in the Effluents from a Refuse-Fired Incinerator, Resources and Conservation, 9: 343-354, 1982.

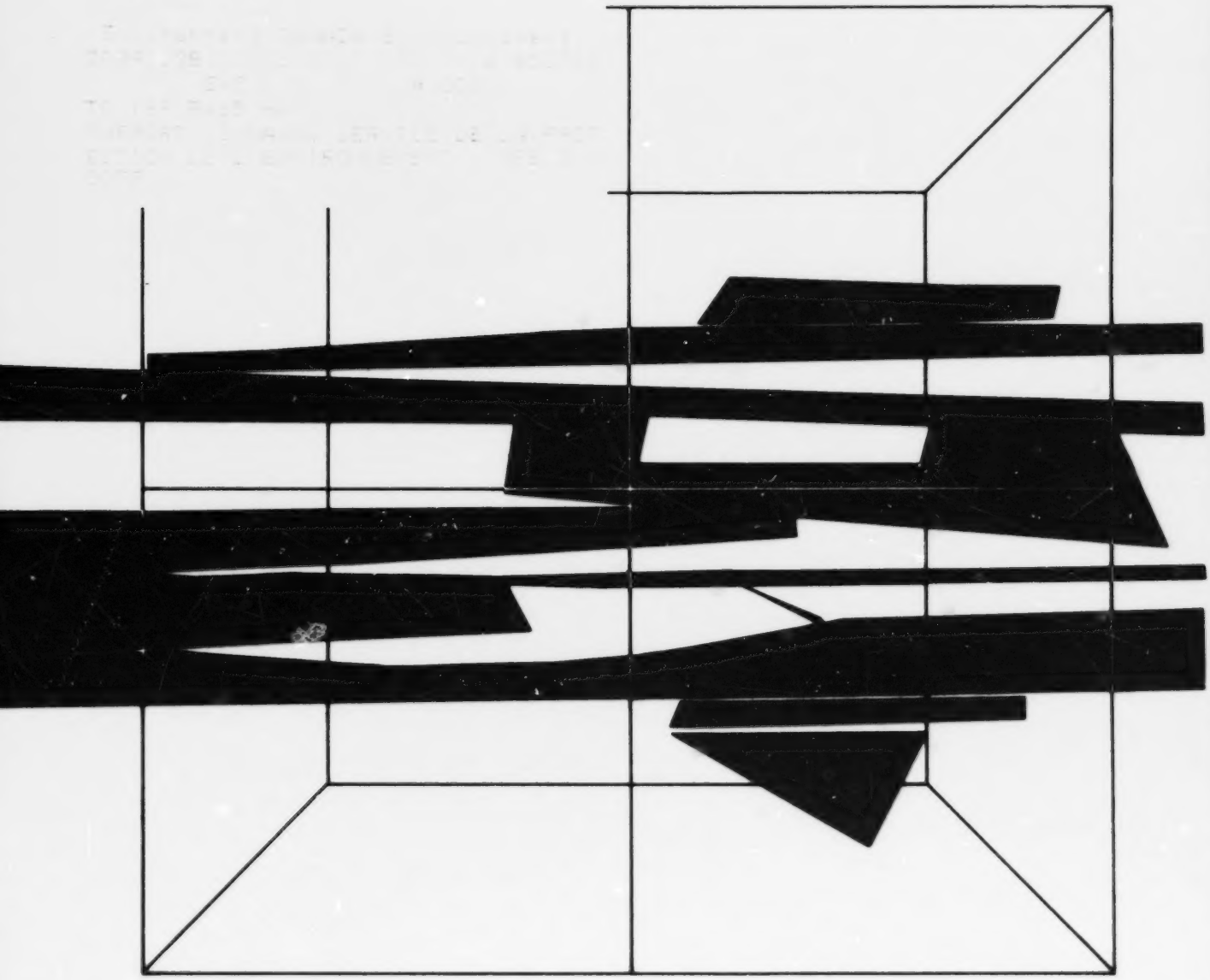
Van Ness, G.F., et al., Tetrachlorodibenzo-p-Dioxins in Chemical Wastes, Aqueous Effluents and Soils, Chemosphere, 9: 553-563, 1980.

Wong, T.S., Dioxin Formation and Destruction in Combustion Processes, Presented at 77th APCA Annual Meeting, San Francisco, California, 1984.

Sources et émissions des polychlorodibenzo-paradioxines (PCDD) et des polychlorodibenzo-furannes (PCDF)

1885
1985

Rapport SPE 5/HA 2
Juillet 1985



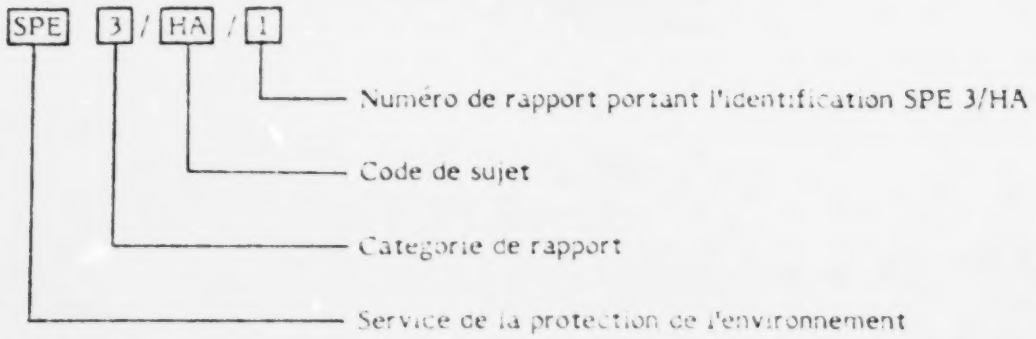
Environnement Canada
Environment Canada

Service de la protection de l'environnement
Environmental Protection Service

Canada

RAPPORTS DU SERVICE DE LA PROTECTION DE L'ENVIRONNEMENT

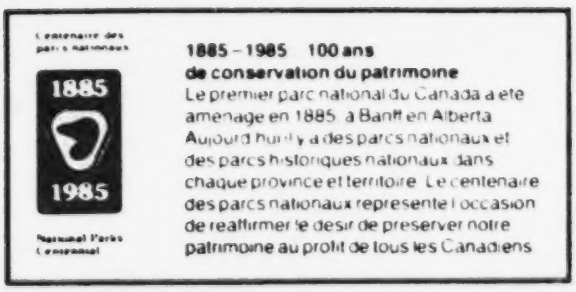
Exemple de numérotage:



Catégories	
1	Règlements/Lignes directrices/ Codes de procédure
2	Consultation publique: évaluation des problèmes, options de contrôle
3	Recherche et developpement technologique
4	Revues de la documentation
5	Relevés
6	Évaluations des impacts sur l'environnement
7	Surveillance
8	Propositions, analyses et énoncés de principes généraux
9	Guides

Sujets	
AG	Agriculture
AP	Polluants atmosphériques
AT	Toxicité aquatique
CC	Produits chimiques commerciaux
CP	Pollution - consommateurs
FP	Traitement des aliments
HA	Déchets dangereux
IC	Chimie inorganique
MA	Pollution marine
MM	Exploitation minière et traitement des minéraux
NR	Régions du Nord
PF	Papier et fibres
PG	Production de l'électricité
PN	Pétrole et gaz naturel
SP	Déversements de pétrole et de produits chimiques
SRM	Méthode de référence normalisée
TS	Systèmes de transport
UP	Pollution urbaine

Sujets et codes additionels sont introduits au besoin. Une liste de rapports du SPE peut être obtenue en s'adressant à la Section des publications, Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, Ottawa (Ontario) K1A 1C8.



SOURCES ET ÉMISSIONS DES POLYCHLORODIBENZO-PARADIOXINES (PCDD) ET DES POLYCHLORODIBENZOFURANNES (PCDF)

A. Sheffield
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada

SPE 5/HA/2
Juillet 1985

COMMENTAIRES

Tout commentaire sur le contenu du présent rapport peut être adressé au:

Chef
Division de la gestion des banques de données
Direction de la gestion des programmes
Service de la protection de l'environnement
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 1C8

Version française de
Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and Polychlorinated Dibenzofurans (PCDFs): Sources and Releases
préparée par le Module d'édition française, Service de la protection de l'environnement.

English copy also available.
Please write to the Publications Section, Environmental Protection Service, Environment Canada, Hull, Quebec, K1A 1C8.

© Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1985
N° de cat. En 49-4 5-2F
ISBN 0-662-93360-5
IMPRIMERIE BEAUREGARD LIMITÉE

RÉSUMÉ

Le présent rapport donne un aperçu préliminaire des sources et des émissions de polychlorodibenzo-paradioxines (PCDD) et de polychlorodibenzofurannes (PCDF) dans l'environnement canadien. Il contient un résumé des données existantes sur les teneurs en PCDD et en PCDF des émissions atmosphériques, des effluents liquides, des déchets solides et des produits chimiques du secteur commercial, et également, dans la mesure où il était possible d'en établir, des estimations quantitatives des dégagements dans l'environnement. Les principales lacunes dans les données ont été indiquées afin de pouvoir les combler dans le futur.

Les incinérateurs de déchets municipaux, les incinérateurs des boues d'épuration, les brûleurs coniques et(ou) les chaudières à déchets de bois contribuent le plus aux émissions atmosphériques. Les données sur les émissions atmosphériques provenant des incinérateurs municipaux varient de plus d'un ordre de grandeur, selon la source d'information utilisée pour les calculs. Les émissions atmosphériques produites par la combustion de déchets de bois varient jusqu'à 30 kg par année, compte tenu également de l'information utilisée pour préparer les estimations.

Le rapport donne aussi une estimation de la quantité possible de PCDD dégagées par les feux de forêts. D'après ces estimations, les teneurs en PCDD des particules émises par les appareils de chauffage au bois dans les résidences correspondent aux teneurs en PCDD des particules dégagées lors des feux de forêts. Sur ce plan, les feux peuvent représenter la plus grande source de dégagements de PCDD dans l'environnement causés par la combustion, et, par conséquent, les hypothèses utilisées pour en arriver à cette estimation doivent être vérifiées.

En raison du peu d'information disponible pour établir les estimations quantitatives des dégagements atmosphériques de PCDD et de PCDF, diverses hypothèses ont été avancées au moment de la préparation des estimations, et, dans certains cas, l'information existante a simplement été extrapolée. Les données contenues dans le rapport doivent donc être utilisées avec circonspection. Il faudra songer à améliorer la base de données concernant les sources de PCDD et de PCDF et leurs dégagements dans l'environnement.

ABSTRACT

This report provides a preliminary overview of sources and releases of polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) in the Canadian environment. Available data on PCDD and PCDF concentrations in air emissions, liquid effluents, solid wastes and chemicals in commerce have been summarized and, where practical, quantitative estimates of releases to the environment have been developed. Major gaps in the data are identified to provide direction for future action.

Sources of potentially significant releases to air include municipal waste incinerators, sewage sludge incinerators, wigwam burners and/or wood waste boilers. Data for municipal incinerator air emissions vary by more than an order of magnitude, depending on the information source used in the calculations. Emissions to the atmosphere from wood waste combustion vary by up to 30 kg per annum, again depending on the information used to make the estimate.

An estimate is also provided for the potential amount of PCDDs released in forest fires. The emission estimate assumes that PCDD concentration levels found in particulate matter from the chimneys of residential wood combustion units are representative of PCDD levels in particulate matter released from forest fires. On this basis, forest fires may represent the largest combustion source of PCDD releases to the environment and, consequently, the assumptions used in arriving at this estimate must be verified.

Because the information available to make quantitative estimates of the releases to the environment of PCDDs and PCDFs was limited, various assumptions were made in developing the estimates and, in some cases, existing information was simply extrapolated. The data contained in the report must be viewed with caution due to the unknown accuracy and preliminary nature of these data. It will be necessary to improve the data base for PCDD/PCDF sources and releases to the environment.

TABLE DES MATIÈRES

Résumé III
Abstract IV
Liste des tableaux VI
Sommaire VII
Glossaire XII

1 INTRODUCTION 1

2 SOURCES CHIMIQUES DES PCDD ET DES PCDF 3
2.1 Chlorophénols **3**. 2.1.1 Production **3**. 2.1.2 Utilisation **4**. 2.2 Composés phénoxy **7**. 2.2.1 2,4-D **7**. 2.2.2 2,4,5-T **8**. 2.2.3 Hexachlorophène **8**. 2.2.4 Autres herbicides **9**. 2.3 Les BPC **9**.

3 SOURCES CRÉÉES PAR LA COMBUSTION 11
3.1 Incinération **11**. 3.1.1 Incinération des ordures ménagères **11**. 3.1.2 Incinération des boues d'épuration **18**. 3.1.3 Incinération industrielle et commerciale **19**. 3.1.4 Incinération des déchets chimiques **19**. 3.1.5 Incinération des déchets d'hôpitaux **20**. 3.1.6 Incinération des déchets de fils métalliques **20**. 3.2 Chaudières **20**. 3.2.1 Chaudières des services publics **20**. 3.2.2 Chaudières industrielles **22**. 3.3 Poêles, foyers et autres appareils de chauffage domestique **23**. 3.3.1 Combustion du bois **23**. 3.3.2 Combustion d'huile pour chauffage domestique **23**. 3.3.3 Combustion du gaz naturel **24**. 3.4 Autres types de combustion **25**. 3.4.1 Combustion du bois **25**. 3.4.2 Pyrolyse des BPC et des chlorobenzènes **27**. 3.4.3 Oxydation du charbon **28**. 3.4.4 Fumée de cigarette **28**. 3.4.5 Combustion du charbon et du coke métallurgique **28**. 3.4.6 Incendies de transformateurs ou de condensateurs électriques **28**.

4 SOURCES CRÉÉES PAR LES ÉMISSIONS DES VÉHICULES AUTOMOBILES 30

Références 31
Bibliographie 37

LISTE DES TABLEAUX

S.1 Estimation des rejets de PCDD et de PCDF dans l'environnement de sources chimiques **VIII**

S.2 Estimation des rejets de PCDD et de PCDF dans l'environnement par la combustion de diverses substances **IX**

1 Congénères polychlorodibenzo-paradioxines et polychlorodibenzofurannes **1**

2 Les PCDD dans le pentachlorophénol de qualité technique commercialisé au Canada **3**

3 Teneurs en PCDF des phénols chlorés **4**

4 Émissions de PCDD et de PCDF provenant de la production de chlorophénols en 1981 **4**

5 Teneurs en PCDD et en PCDF de divers échantillons d'eau provenant d'usines de préservation du bois **5**

6 Teneurs moyennes en PCDD des produits contenant du 2,4-D antérieurs à 1982 **7**

7 Rejets potentiels dans l'environnement de PCDD dus aux préparations de 2,4-D **8**

8 Teneurs en dibenzofurannes chlorés de divers BPC **10**

9 Plage des teneurs en PCDD et PCDF des cendres volantes provenant des incinérateurs municipaux **12**

10 Plage des teneurs en PCDD et PCDF des cendres volantes des incinérateurs municipaux canadiens **13**

11 Plage des teneurs en PCDD et PCDF des gaz de carneau des incinérateurs municipaux **14**

12 Teneurs en PCDD et PCDF des gaz de carneau des incinérateurs municipaux canadiens **16**

13 Émissions moyennes de PCDD et de PCDF des incinérateurs municipaux en 1980 **18**

14 Teneurs en PCDD et en PCDF des déchets et des cendres d'un incinérateur municipal **18**

15 Teneurs en PCDD et en PCDF des cendres volantes des centrales thermiques au charbon du Canada **21**

16 Émissions de PCDD et de PCDF des chaudières au charbon des services publics en 1980 **22**

17 Concentrations des dioxines chlorées provenant de la combustion domestique du bois **24**

18 Émissions de PCDD provenant de la combustion du bois de chauffage en 1980 **24**

19 Teneurs en PCDD et en PCDF des émissions provenant de la combustion de boîtes de munitions en bois **26**

20 Émissions de PCDD provenant de la combustion en plein air **27**

21 Émissions canadiennes de dioxines, véhicules automobiles, 1980 **29**

22 Teneurs en dioxines des silencieux de véhicules automobiles **29**

SOMMAIRE

Le présent rapport constitue un aperçu préliminaire des sources et des rejets de polychlorodibenzo-paradioxines (PCDD) et de polychlorodibenzofurannes (PCDF) dans l'environnement canadien. Il est destiné à fournir des informations de base pour l'évaluation de l'importance relative des sources connues de PCDD et de PCDF, ainsi qu'à identifier les principales lacunes dans les données qui méritent plus d'attention.

Dans le tableau S.1, on évalue les quantités de PCDD et de PCDF qui sont libérées dans l'environnement par la production et l'utilisation de produits chimiques. Même s'ils ne sont plus fabriqués au Canada, les chlorophénols sont encore très utilisés tant dans le commerce que dans des produits domestiques, et ils peuvent être à l'origine de rejets de PCDD et de PCDF dans les différentes sphères de l'environnement (atmosphère, eau, sol). Des PCDD qui sont présentes à l'état de contaminants dans divers composés de type phénoxy peuvent également être libérées. Certaines concentrations de PCDF qui ont été mesurées dans les BPC ne seront libérées dans l'environnement que par des rejets accidentels de BPC.

Le tableau S.2 évalue les rejets par la combustion de PCDD et de PCDF dans l'environnement. Les valeurs de PCDD et de PCDF dans les cendres volantes, le cas échéant, sont basées sur des analyses limitées et sur les quantités produites. Les évaluations pour les émissions atmosphériques ont été calculées d'après des facteurs d'émission basés sur les informations disponibles concernant les teneurs en PCDD et en PCDF libérées par la combustion de divers produits, ainsi que sur les quantités de déchets, de combustibles, de bois et d'autres matières brûlées.

L'une des principales conclusions de ce compte rendu est que les données nécessaires pour fournir des informations précises sur les rejets de PCDD et de PCDF à partir de toutes les sources identifiées sont tout simplement insuffisantes. Toutefois, en 1983, le Comité consultatif du Ministre sur les dioxines a recommandé que l'incinération des déchets municipaux et l'utilisation du pentachlorophénol comme agent de préservation dans l'industrie du bois deviennent des priorités canadiennes. Les données résumées aux tableaux S.1 et S.2 justifient cette recommandation.

À l'appui des recommandations du comité, on élabore présentement un code de pratiques écologiques pour l'industrie de la protection du bois, avec la collaboration de fonctionnaires provinciaux et de représentants de l'industrie et de représentants syndicaux. On a également commencé à élaborer un code semblable pour l'industrie beaucoup plus importante de la préservation du bois.

En 1984, le Programme national d'essai et d'évaluation des incinérateurs, destiné à l'évaluation globale des incinérateurs municipaux, a été lancé. Le but de ce programme est de déterminer les meilleures conditions de fonctionnement pour les installations existantes, de caractériser les émissions et de recommander et de développer les techniques de dépollution les plus appropriées pour réduire les émissions à des niveaux acceptables.

L'information recueillie jusqu'à ce jour suggère que les autres domaines qui nécessitent des études supplémentaires sont, par ordre de priorité, les suivants:

a) Brûleurs coniques et chaudières à déchets de bois. – On ne connaît que peu de choses sur les émissions dans l'air de PCDD et de PCDF provenant de ces sources; des essais à l'échelle réelle n'ont pas encore été effectués. Le potentiel de rejet de PCDD et de PCDF par ces sources nécessite des études supplémentaires pour déterminer leur importance relative.

TABLEAU S.1 Estimation des rejets de PCDD et de PCDF dans l'environnement de sources chimiques

Source	*Rejets (g/an)*		*Remarques*
	PCDD	*PCDF*	
Production de chlorophénol			
• émissions atmosphériques	900	600	Estimations basées sur les teneurs en PCDD et en PCDF des chlorophénols, la production totale de 1981 et l'hypothèse d'une perte de 0,001 kg de produit par kilogramme fabriqué.
• eaux usées	13	13	Estimations basées sur les volumes d'eaux usées et leurs teneurs en PCDD et en PCDF.
Procédés utilisant du pentachlorophénol			
• préservation du bois			
– eaux usées	1000	600	Estimations basées sur les pertes de pentachlorophénol dans les eaux usées et les déchets solides et sur les teneurs moyennes en PCDD et en PCDF du pentachlorophénol. (N'incluent pas les quantités émises lors de la combustion, mais une fraction de la quantité totale de pentachlorophénol qui «peut» être libérée.)
– élimination des déchets	> 500	> 300	
Produits chimiques			
• à base de 2,4-D	100		Estimation basée sur une utilisation de 4200 tonnes en 1983 et sur les règlements actuels limitant la concentration de chaque type de dioxine à un maximum de 100 ppb (les teneurs de conformité peuvent être inférieures).
• 2,4,5-T	1		Estimation basée sur une utilisation de 90 tonnes en 1983 et sur des teneurs de conformité actuelles de 10 ppb pour la 2,3,7,8-T_4CDD.
• dicamba	11		Estimation basée sur une importation de 560 tonnes en 1983 et sur une teneur moyenne en 2,7-D_2CDD de 0,02 ppm.
• pentachlorophénol	$(1,4 \times 10^6)$*	$(0,8 \times 10^6)$*	Estimations basées sur une utilisation de 2650 tonnes en 1983 et sur les teneurs moyennes en PCDD et PCDF du pentachlorophénol.
• BPC		(75 000)*	Dégagements de T_4CDF estimés d'après les quantités de BPC encore utilisés en 1982 et sur les teneurs signalées au cours d'essais effectués avec des transformateurs électriques contenant des BPC.

* Le chiffre fourni dans le tableau ne représente qu'une possibilité et non les quantités réelles libérées dans l'environnement.

TABLEAU S.2 Estimation des rejets de PCDD et de PCDF dans l'environnement par la combustion de diverses substances

Source	*Rejets (g/an)*		*Remarques*
	PCDD	*PCDF*	
Incinération municipale			
• cendres volantes	2900 - 7100	4900 - 15 600	Estimations basées sur les teneurs en PCDD et PCDF des cendres volantes propres à chaque incinérateur (si disponibles), sur les teneurs moyennes de celles des autres incinérateurs et sur la quantité totale de cendres volantes précipitées produites.
• émissions atmosphériques	250 - 13 700	550 - 21 700	Des données expérimentales propres aux sources canadiennes ont été utilisées pour certains incinérateurs et des facteurs moyens d'émission proportionnels à la quantité de déchets incinérés ont servi à évaluer les émissions des autres usines.
Incinération des boues d'épuration			
• émissions atmosphériques	1400 - 3300	1500 - 6500	Estimations basées sur une série d'essais et appliquées à toutes les sources canadiennes.
Chaudières au charbon			
• cendres volantes	N.D. - 300	30 - 13 000	Estimations basées sur les teneurs en PCDD et PCDF des cendres volantes propres à chaque incinérateur pour la plupart des établissements, sur les teneurs moyennes pour les autres, et sur la quantité totale de cendres volantes produites.
• émissions atmosphériques	300	700	Évaluation effectuée à l'aide de facteurs d'émission dérivés des résultats d'une série d'essais sur la quantité totale de charbon consommée au Canada par les chaudières.
Combustion de bois de chauffage			
• émissions atmosphériques	1800	*	Estimations basées sur les teneurs en PCDD décelées au cours d'essais de combustion du bois de chauffage, sur la quantité totale de bois de chauffage consommée au Canada et sur les émissions totales de particules provenant de ces installations.
Combustion d'huile (chauffage domestique)			
• émissions atmosphériques	< 1	*	Estimations basées sur les teneurs en PCDD décelées au cours d'essais de combustion d'huile à chauffage dans une chaudière domestique et sur les émissions de particules de ces chaudières au Canada.
Combustion de gaz (chauffage domestique)			
• émissions atmosphériques	900	*	En supposant que les teneurs en PCDD des cendres volantes précipitées sont les mêmes que celles des cendres émises dans l'atmosphère et en se basant sur les émissions de particules totales des installations.
Brûleurs coniques et chaudières à déchets de bois			
• émissions atmosphériques**	(0 - 30 200)		Données basées sur les émissions produites par la combustion des déchets de bois traité au chlorophénol en supposant que 1 p. 100 des chlorophénols consommés par l'industrie de conservation du bois est brûlé.

TABLEAU S.2 (suite)

Source	*Rejets (g/an)*		*Remarques*
	PCDD	*PCDF*	
Traverses de chemin de fer • émissions atmosphériques	6000		Estimation basée sur le fait qu'il se dégage 1000 µg de PCDD par gramme de bois traité brûlé et que toutes les traverses qui sont remplacées chaque année sont brûlées (pire cas possible).
Incendies de forêts • émissions atmosphériques	58 700	*	En supposant que les teneurs en PCDD des particules prélevées dans des cheminées pendant la combustion domestique du bois de chauffage sont représentatives et en employant les données sur les quantités de particules dégagées par ces foyers de combustion.
Feux d'abattis • émissions atmosphériques	3300	*	
Fumée de cigarette • émissions atmosphériques	2 - 4	*	Estimations basées sur la consommation canadienne de cigarettes et sur les résultats d'analyses effectuées aux É.-U. sur la teneur en PCDD de la fumée de cigarette.
Véhicules automobiles • émissions atmosphériques	200	*	En supposant un rapport 60/40 pour les véhicules utilisant de l'essence au plomb et sans plomb. Les résultats d'essais effectués aux É.-U. sur la teneur en PCDD des gaz d'échappement des véhicules ont été appliqués au parc automobile canadien et à la distance annuelle parcourue par chaque véhicule.

N.D.: non décelable.
* Non estimé.
** Dégagement de PCDD et de PCDF.

b) Décharges contrôlées. – Les quantités de matières contenant des dioxines dans les décharges ne sont pas bien connues, sauf dans le cas des cendres produites par les centrales thermiques et par les incinérateurs, qui sont finalement enfouies. Il faut étudier le problème potentiel pour déterminer l'importance relative de ces sources.

c) Feux de forêts et combustion d'abattis. – Les hypothèses utilisées dans le présent rapport pour évaluer les émissions dans l'air de PCDD de ces sources n'ont pas été vérifiées. Il est nécessaire de faire des mesures réelles des PCDD émises par ces sources ou d'utiliser d'autres méthodes pour évaluer l'importance des émissions afin de comparer l'importance relative de ces sources d'émissions par combustion avec d'autres sources de PCDD.

d) Chaudières. – Un essai effectué avec une chaudière au charbon a indiqué la présence de PCDD et de PCDF dans les émissions atmosphériques, mais d'autres essais sont nécessaires pour confirmer la présence de ces composés. Ces essais devraient porter sur des chaudières au charbon, à l'huile et au gaz naturel. Les cendres volantes produites par les services publics ont fait l'objet de trois rapports à ce jour, et elles ne nécessitent pas actuellement des études supplémentaires pour mesurer les PCDD et les PCDF dans les cendres seulement.

e) Incinération des boues d'épuration. – Seulement un essai a été effectué à ce jour, et on a décelé la présence de PCDD et de PCDF dans les émissions atmosphériques. Il faudrait évaluer au moins une autre installation pour confirmer les résultats du premier ensemble d'essais. Il faut utiliser des méthodes semblables à celles qui doivent être suivies dans le cas des incinérateurs municipaux.

f) Autres cas d'incinération. – Très peu de travaux ont porté sur les autres sources d'incinération, par exemple dans les hôpitaux et les autres institutions, ainsi que celles des déchets industriels. Il faut recueillir des données sur ces sources afin de pouvoir évaluer ces rejets par rapport à d'autres sources.

g) Combustion domestique. – On a décelé la présence de PCDD dans les appareils de chauffage domestique et dans les poêles à bois, à l'huile et au gaz naturel, mais non dans leurs émissions. Au Canada, il n'y a pas eu d'étude visant à obtenir des données réelles sur ces émissions.

h) Autres cas de combustion. – Parmi ces sources, il y a la fumée de cigarette, les émissions de véhicules automobiles, la combustion de traverses de chemin de fer, la combustion du charbon dans la fabrication du coke métallurgique, ainsi que la combustion de fuel industriel (p. ex. dans les chaufferies). Très peu de données portent sur la production de PCDD par ces sources. Il faut entreprendre l'analyse d'échantillons pour évaluer les quantités de PCDD produites.

i) BPC et incendies de transformateurs. – Des quantités importantes de BPC sont encore en service au Canada et constituent un danger potentiel de rejet dans l'environnement de PCDF. Il faudrait entreprendre des recherches pour mieux évaluer la contamination par les PCDF du matériel contenant des BPC. En outre, en cas d'incendie d'équipement contenant des BPC, il serait utile d'effectuer des échantillonnages sur les lieux afin de quantifier les PCDF (et, possiblement, les PCDD) libérés dans l'environnement. Si ces mesures ne sont pas réalisables, il est recommandé d'effectuer des essais contrôlés en laboratoire.

GLOSSAIRE

Définition des termes et expressions utilisés dans le présent rapport

Matières particulaires de cheminée:	Particules prélevées dans des cheminées.
Congénères:	Membres d'un même groupe de corps chimiques différant l'un de l'autre par le degré de substitution.
Précipitateur électrostatique :	Dispositif dépolluant utilisé pour éliminer les particules et les fumées d'un courant gazeux au moyen d'un équipement électrique à haute tension.
Facteur d'émission :	Moyenne statistique du débit d'émission d'un polluant dans l'atmosphère résultant d'une activité industrielle ou autre, divisé par la production de l'établissement émetteur ou par l'importance de l'activité à la source de l'émission.
Homologue :	Se dit d'un corps qui suit ou précède un autre corps dans une série par un multiple du groupe CH_2- (par exemple, la série des alcanes).
Isomères :	Deux corps ayant le même poids moléculaire, mais dont les atomes ont une configuration ou une disposition différente.
Cendres volantes précipitées :	Résidus solides entraînés par les gaz de combustion qui sont recueillis par le matériel dépolluant.
Gaz de combustion :	Gaz et matières particulaires en suspension émis par une cheminée.

Unités

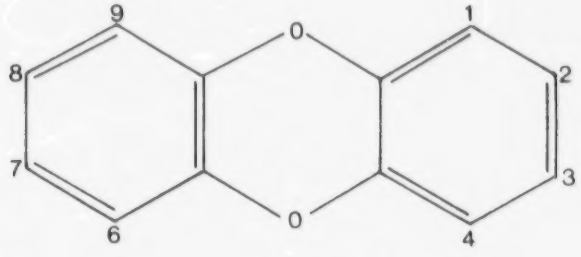
MASSE :	picogramme = pg = 10^{-12} gramme
	nanogramme = ng = 10^{-9} gramme
	microgramme = μg = 10^{-6} gramme
	gramme = g
	kilogramme = kg = 10^3 grammes
	tonne = t = 10^6 grammes
	parties par million = ppm = 1 mg/kg
	parties par milliard = ppb = 1 μg/kg
	parties par billion = ppt = 1 ng/kg
VOLUME :	litre = l
	mètre cube = m^3 = 10^3 litres
	parties par million = ppm = 1 mg/l
	parties par milliard = ppb = 1 μg/l
	parties par billion = ppt = ng/l
TENEUR :	nanogrammes par mètre cube = ng/m^3
	nanogrammes par litre = ng/l

Abréviations employées pour désigner certaines substances chimiques

2,4-D	:	acide dichloro-2,4 phénoxyacétique
2,4,5-T	:	acide trichloro-2,4,5 phénoxyacétique
BPC	:	biphényles polychlorés
PCDD	:	polychlorodibenzo-paradioxines
PCDF	:	polychlorodibenzofurannes
PCP	:	pentachlorophénol
PVC	:	chlorure de polyvinyle

1 INTRODUCTION

Les polychlorodibenzo-paradioxines sont des composés organiques qui ont en commun la structure moléculaire de base de la dibenzo-paradioxine et contiennent de 1 à 8 atomes de chlore situés à l'une ou l'autre des huit positions sur les deux anneaux aromatiques de la molécule. Les positions possibles des substituants chlore sont numérotées ci-dessous (1):



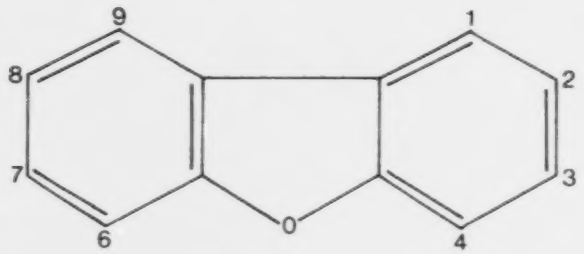
Il y a 75 congénères possibles dans la famille des dibenzo-paradioxines polychlorées. Le tableau 1 présente le nombre des isomères possibles selon le nombre de substituants chlore. Chaque isomère possède un ensemble unique de propriétés physiques, chimiques et biologiques.

TABLEAU 1 Congénères polychlorodibenzo-paradioxines et polychlorodibenzofurannes

Nombre d'atomes de chlore	*Préfixe*	*Nombre d'isomères*	
		PCDD	*PCDF*
1	mono (M)	2	4
2	di (D)	10	16
3	tri (T_3)	14	28
4	tétra (T_4)	22	38
5	penta (P_5)	14	28
6	hexa (H_6)	10	16
7	hepta (H_7)	2	4
8	octa (O)	1	1

Très peu de ces 75 composés ont fait l'objet d'analyses pour déterminer leurs propriétés chimiques et physiques ou toxicologiques. Toutefois, le dérivé tétrachloro-2,3,7,8, dibenzo-paradioxine (T_4CDD) est celui qui a été étudié le plus à fond.

Les dibenzofurannes polychlorés (PCDF) ont des propriétés semblables et présentent une toxicité et une activité biologique similaires. La structure chimique des PCDF est celle-ci:



Comme dans le cas des PCDD, le nombre d'atomes de chlore dans les PCDF est compris entre un et huit, ce qui donne 135 congénères possibles (tableau 1).

2 SOURCES CHIMIQUES DES PCDD ET DES PCDF

2.1 Chlorophénols

2.1.1 **Production.** – Les phénols chlorés regroupent 19 composés, constitués d'un anneau benzénique auquel est attaché un groupe hydroxyle et de un à cinq atomes de chlore. Par le passé, au Canada, deux usines ont produit les chlorophénols suivants: le dichloro-2,4 phénol, le tétrachloro-2,3,4,6 phénol et le pentachlorophénol[2]. Environnement Canada fait présentement une enquête pour savoir si d'autres établissements ont produit ces composés ou du trichloro-2,4,5 phénol. Aucun chlorophénol n'a été produit au Canada depuis juillet 1983.

On a constaté que les chlorophénols contenaient divers contaminants, y compris des PCDD et des PCDF. Leur présence est habituellement due au procédé chimique[2]. La production industrielle des chlorophénols est basée soit sur la chloration directe du phénol (comme c'était le cas au Canada) ou sur l'hydrolyse des chlorobenzènes. À cause de la formation de chlorure d'hydrogène, le mélange réactionnel devient fortement acide pendant la chloration directe. La chloration du phénol produit les isomères dichloro-2,4, trichloro-2,4,6, tétra-2,3,4,6 et pentachlorophénol, alors que l'hydrolyse des chlorobenzènes est principalement utilisée pour la production du trichloro-2,4,5 phénol et du pentachlorophénol à partir du tétrachloro-1,2,4,5 benzène et de l'hexachlorobenzène, respectivement.

La teneur en PCDD et en PCDF des divers produits varie selon le fabricant, le lot et la qualité. Par exemple, les quantités signalées et les congénères présents dans le pentachlorophénol de qualité technique sont indiqués au tableau 2 (données d'Agriculture Canada). Les variations dans les données internationales sont beaucoup plus grandes que celles observées dans les données canadiennes.

L'analyse du pentachlorophénol de qualité commerciale a indiqué une teneur totale en PCDD et en PCDF de 13 300 µg/g, avec prédominance des congénères qui ont 8 et 7 atomes de chlore[5]. Des travaux supplémentaires sont effectués par Agriculture Canada pour valider les données existantes[4].

D'autres chlorophénols ont fait l'objet d'études très succinctes au Canada, mais un grand nombre des études documentant la présence de PCDD dans les chlorophénols proviennent d'autres pays[6]. Elles indiquent une importante plage de teneurs de contaminants, variant entre des teneurs non décelées en PCDD de l'ordre des ppm (µg/g) pour le dichlorophénol à des valeurs comme 15 µg/g pour H_6CDD, 14 µg/g pour H_7CDD et 0,2 µg/g pour OCDD dans le tétrachlorophénol[2].

Il existe beaucoup moins d'études sur les teneurs en PCDF dans les chlorophénols. Les données disponibles[7] sont résumées au tableau 3.

TABLEAU 2 Les PCDD dans le pentachlorophénol de qualité technique commercialisé au Canada[3, 4]

PCDD	*Gamme des teneurs (µg/g)*	*Teneur moyenne (µg/g)**
OCDD	120 – 650	370
H_7CDD	35 – 280	140
H_6CDD	1,7 – 44	10
T_4CDD	0,003 – 0,021	0,008

Remarque. – Des isomères particuliers ont été déterminés pour chaque congénère.

* La moyenne a été calculée par échantillon et non par volume utilisé.

TABLEAU 3 Teneurs en PCDF des phénols chlorés

	PCDF (µg/g)					
Chlorophénol	T_4	P_5	H_6	H_7	O	*Total*
Trichloro-2,4,6 phénol	1,5	17,5	36	4,8	–	60
Tétrachloro-2,3,4,6 phénol	0,5	10	70	70	10	160
Pentachlorophénol	0,9	4	32	120	130	290

La production des divers chlorophénols au Canada en 1981 était la suivante: 1850 tonnes de dichlorophénol, 450 tonnes de tétrachlorophénol et 1700 tonnes de pentachlorophénol. En supposant une perte de 0,001 kg dans l'atmosphère par kilogramme de chlorophénol produit[8], et si cette valeur s'applique à tous les chlorophénols, l'émission résultant de l'ancienne production peut être évaluée en utilisant la moyenne des teneurs en PCDD et PCDF trouvées dans les divers chlorophénols (tableaux 2 et 3). Les valeurs de ces émissions sont résumées au tableau 4.

TABLEAU 4 Émissions de PCDD et de PCDF provenant de la production de chlorophénols en 1981

	Homologue					
Contaminant	*tétra-*	*penta-*	*hexa-*	*hepta-*	*octa-*	*Total*
PCDD (g)	1	–	24	244	629	897
PCDF (g)	2	11	86	236	226	561

On peut obtenir des données sur l'analyse des effluents de l'usine de composés organiques qui a produit du pentachlorophénol et du tétrachlorophénol au Canada[9]. Les eaux résiduaires du traitement étaient traitées par neutralisation et par séparation par gravité et étaient ensuite rejetées dans des puits profonds. Les eaux résiduaires autres que celles du procédé étaient déversées directement à l'égout.

On a prélevé un échantillon d'eaux résiduaires du traitement alors que les chlorophénols étaient encore produits et on a obtenu des teneurs en PCDD et en PCDF de 1,5 µg/l pour chacun de ces composés, alors que l'échantillon de boue avait une teneur en PCDD de 85 µg/l et une teneur en PCDF de 175 µg/l. Dans le cas des PCDD, l'isomère OCDD était le plus abondant, alors que dans celui des PCDF, les dérivés H_7CDF et H_6CDF étaient les plus abondants. En 1982, 8,5 x 10^6 litres d'eaux résiduaires de traitement ont été déversées, ce qui a entraîné des rejets de PCDD et de PCDF évalués à 12,8 g chacun cette année. Des quantités négligeables de boues ont été produites chaque année et ont été stockées sur place dans des fûts.

2.1.2 Utilisation. – Les chlorophénols importés et commercialisés au Canada sont utilisés soit directement comme herbicides ou biocides, soit comme intermédiaires pour la fabrication de pesticides. Par exemple, tout le dichloro-2,4 phénol a été utilisé comme intermédiaire pour la fabrication d'un herbicide de type phénoxy, le 2,4-D.

Le pentachlorophénol et son sel sodique ont de nombreuses utilisations comme fongicides et biocides, alors que la plus grande partie (plus de 90 p. 100) est utilisée comme agent de préservation pour le bois[2].

Les sels de sodium du tétrachlorophénate et du trichlorophénate sont utilisés comme fongicides pour la lutte contre la décoloration de l'aubier et les moisissures. Le tétrachlorophénol est surtout utilisé pour le traitement superficiel du bois par trempage (protection du bois).

La quantité totale de pentachlorophénol utilisée au Canada en 1983 était d'environ 2650 tonnes[10], dont 90 p. 100 ont été hypothétiquement utilisés pour la préservation du bois. De plus, environ 500 tonnes de tétrachlorophénate de sodium ainsi que de tétrachlorophénol et de sels de sodium de tri- et de pentachlorophénol ont été consommés[10]. En se basant sur les teneurs moyennes en PCDD et en PCDF indiquées aux tableaux 2 et 3 et sur la consommation précitée de pentachlorophénol, la quantité de PCDD et de PCDF potentiellement disponible pour rejet dans l'environnement a été estimée à environ 1,38 tonne pour les PCDD et 0,77 tonne pour les PCDF. La plus grande partie de cette quantité n'a pas été rejetée, soit parce qu'une grande quantité de bois traité au chlorophénol a été exportée, soit à cause de la rétention du pentachlorophénol par le bois[3].

Environnement Canada a effectué des analyses des effluents de six usines de préservation du bois utilisant le procédé de traitement sous pression basé sur l'utilisation du pentachlorophénol ou du pentachlorophénol et de la créosote comme agents de préservation[9]. Les eaux résiduaires échantillonnées étaient les suivantes: les eaux de lavage de l'usine, l'eau extraite du bois, le condensat de la vapeur, l'eau de refroidissement, l'eau de purge des chaudières et les eaux de ruissellement superficiel. On a constaté que tous les échantillons contenaient des PCDD et des PCDF, alors que les échantillons d'eau d'approvisionnement n'en contenaient pas.

On a constaté que les effluents de ces usines avaient des teneurs totales en PCDD de 21 ng/l à 424 ng/l et que les teneurs totales en PCDF étaient comprises entre 3 ng/l et 99 ng/l. Le condensat de la vapeur, l'eau de purge de la chaudière, les eaux d'égouts pluviales et les eaux de refroidissement et de ruissellement superficiel étaient toutes contaminées par les PCDD et les PCDF[9]. Les teneurs moyennes en PCDD et en PCDF de ces sources sont indiquées dans le tableau 5.

TABLEAU 5 Teneurs en PCDD et en PCDF de divers échantillons d'eau provenant d'usines de préservation du bois

	Teneur (ng/l)	
Échantillon	*PCDD*	*PCDF*
Condensat de la vapeur	49	6
Eau de purge de la chaudière	187	10
Égout pluvial	214	12
Eaux de refroidissement et ruissellement superficiel	14	1

En supposant que les usines de préservation du bois rejettent des teneurs en PCDD et en PCDF équivalentes à celles qu'on retrouve dans le pentachlorophénol (c.-à-d. 520 ppm de PCDD et 280 ppm de PCDF)[3, 4, 7], alors les rejets dans l'environnement aquatique peuvent être évalués sur une base de 2 tonnes de pentachlorophénol déversées chaque année par ces usines[11]. Les rejets totaux de PCDD et de PCDF dans les effluents sont évalués à 1,04 kg et

à 0,58 kg par année, respectivement. Lamberton *et al.*[12] ont montré que les PCDD s'accumulent dans la solution de pentachlorophénol recirculée et dans la boue du réservoir de recirculation. À cause du petit nombre d'essais effectués à ce jour[9], aucune évaluation des quantités de PCDD et de PCDF dans les boues ne peut être faite. Il est cependant important de reconnaître la possibilité de rejet de PCDD et de PCDF due à l'élimination de ces boues.

Toutefois, en utilisant des hypothèses semblables à celles qui précèdent et la même référence[11], on évalue à plus de 0,52 kg de PCDD et 0,29 kg de PCDF les quantités libérées chaque année dans l'environnement par l'intermédiaire des décharges contrôlées recevant des déchets de préservation du bois. Les rejets dans l'environnement provenant de la combustion des déchets de bois de ces usines feront l'objet d'une étude plus loin dans le présent rapport.

La plus grande source d'émissions atmosphériques des usines de préservation du bois est l'évaporateur qui est utilisé pour l'élimination des eaux de condensat. Les autres émissions comprennent les vapeurs des cornues ouvertes, les évents et les ouvertures des réservoirs, ainsi que les émissions de la pompe à vide. Il n'est pas possible d'évaluer les teneurs en PCDD et en PCDF de ces émissions parce qu'on n'a pu trouver aucune donnée.

Les rejets dans l'environnement canadien de pentachlorophénol et de PCDD provenant du bois conservé ont fait l'objet de nombreux rapports. Bien que le pentachlorophénol rejeté puisse être converti en PCDD avec de faibles rendements par l'action de la lumière solaire[13, 14], les propriétés de sorption du pentachlorophénol et des PCDD ne sont pas les mêmes. Une étude effectuée par Dobbs et Grant[15] n'a mis en évidence aucune perte de PCDD provenant du bois préservé. Ainsi, les émissions atmosphériques en provenance de cette source sont négligeables. De toute façon, environ 75 p. 100 du bois traité au Canada sont exportés[3].

D'autres phénols chlorés (par exemple, le tétrachlorophénol et le trichlorophénol) ont également été utilisés dans la préservation du bois. Ces deux composés peuvent être employés avec d'autres composés comme le pentachlorophénol (qui peut de façon fortuite être un des ingrédients d'un mélange technique).

Parmi les autres utilisations du pentachlorophénol et du tétrachlorophénol, il y a leur emploi dans des produits pour le traitement du bois et, à un moindre degré, dans le cas du pentachlorophénol seulement, dans des insecticides contre les termites et les insectes térébrants. Ces produits sont enregistrés en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires* d'Agriculture Canada. On trouve également du pentachlorophénol dans des produits domestiques comme les agents de préservation du bois; il sert également d'additif dans des peintures et des teintures. On ne dispose présentement pas de données sur la consommation de ces produits, bien qu'il soit connu que ces produits sont importés, principalement des États-Unis[16], et qu'au moins quelques-unes des teintures sont préparées au Canada. À cause des fortes propriétés de sorption des PCDD, on peut supposer que les rejets de ces sources sont négligeables.

L'industrie de la tannerie a utilisé de petites quantités de pentachlorophénol comme fongicide pour le cuir de bétail et de veau. L'analyse d'un échantillon prélevé de l'effluent du clarificateur secondaire d'une tannerie qui utilisait jadis du pentachlorophénol a permis de trouver une teneur en PCDD de 2 ng/l (PCDF non décelé)[9]. Une teneur de 7,6 µg/kg (ppb) en PCDD d'un échantillon de boue a également été mesurée. L'usine échantillonnée, qui était la seule au Canada utilisant un traitement à boues activées, produit 3,5 kg/an de boue; au moment où elle a employé du pentachlorophénol comme fongicide, ses rejets de déchets solides de PCDD dans l'environnement ont été négligeables.

2.2 Composés phénoxy

L'emploi répandu des chlorophénols comme intermédiaires dans la synthèse chimique d'une grande variété de composés explique l'impossibilité d'identifier tous les dérivés potentiels de ces composés. Toutefois, les herbicides phénoxy sont un groupe bien connu des dérivés du chlorophénol. Ces composés sont utilisés pour éliminer les herbes à feuilles larges ainsi que les broussailles sur les terres agricoles, dans les forêts, sur les emprises, sur les propriétés industrielles, sur le gazon et les pelouses[17].

2.2.1 **2,4-D.** – L'acide dichloro-2,4 phénoxyacétique (2,4-D) est très utilisé comme herbicide pour la lutte contre les mauvaises herbes dans les cultures céréalières, ainsi que sur les pelouses et les terres non agricoles[18]. Deux procédés sont utilisés pour sa fabrication: (*a*) la chloration directe de l'acide phénoxyacétique et (*b*) la réaction entre le dichloro-2,4 phénol et l'acide chloroacétique. La production de 2,4-D par la première méthode ne forme vraisemblablement pas de dioxines. La seconde méthode, toutefois, peut entraîner la formation de dioxines. Présentement, la production de 2,4-D est arrêtée au Canada. Une petite quantité de 2,4-D est importée au Canada dans des produits formulés, alors que le reste de ce produit entre dans la fabrication au Canada de dérivés ester ou amine[19]. Jusqu'à 1982, trois formes de 2,4-D étaient utilisées au Canada: un ester très volatil, un ester faiblement volatil et une amine. Suite à des dispositions législatives préparées par Agriculture Canada en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires*, l'utilisation de l'ester très volatil a été interdite en 1981. La quantité actuelle de 2,4-D utilisée était d'environ 4200 tonnes en 1983[10], dont environ 45 p. 100 sous forme d'ester et 55 p. 100 sous forme d'amine[19].

Historiquement, le type de dioxine le plus commun dans le 2,4-D était l'isomère 2,7-DCDD, avec des quantités moindres de 1,3,7-T_3CDD et 1,3,6,8-T_4CDD ou 1,3,7,9-T_4CDD décelées dans les échantillons. Le tableau 6 présente un résumé des données d'Agriculture Canada[4]. Les dosages des PCDF dans les produits contenant du 2,4-D ont mis en évidence des teneurs inférieures à 50 µg/kg[20]. Il n'existe pas de données actuelles permettant de confirmer cette valeur.

TABLEAU 6 Teneurs moyennes en PCDD des produits contenant du 2,4-D antérieurs à 1982

	Isomère (µg/kg)		
Préparation	*2,7-DCDD*	*1,3,7-T_3CDD*	*1,3,6,8-T_4CDD ou 1,3,7,9-T_4CDD*
Ester	2400	670	840
Amine	45	120	44

Les règlements actuels (après 1981) régissant le 2,4-D limitent la concentration de chaque homologue de la dioxine à un maximum de 10 ppb (µg/kg). D'après de nouveaux dosages, la plupart des échantillons obtenus des fabricants sont conformes à ce critère. On travaille actuellement à améliorer les données existantes[4, 21, 22].

Le rejet possible dans l'environnement de PCDD dû à l'application de préparations de 2,4-D peut être déterminé en se basant sur les règlements actuels et les quantités de 2,4-D consommées (tableau 7). Les émissions atmosphériques ne représentent qu'une petite partie de la quantité totale. Il est probable que les dioxines sont rapidement photolysées ou qu'elles sont fortement liées aux constituants organiques du sol.

TABLEAU 7 Rejets potentiels dans l'environnement de PCDD dus aux préparations de 2,4-D

	Isomères (g/an)			
Préparation	*2,7-DCDD*	*1,3,7-T_3CDD*	*1,3,6,8-T_4CDD 1,3,7,9-T_4CDD*	*Total*
Ester	19	19	19	57
Amine	23	23	23	69
Total	42	42	42	126

L'évaluation du rejet total est d'environ deux ordres de grandeurs inférieure à celle qui prévalait antérieurement[3], à cause des limites imposées en 1981 à la concentration de PCDD en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires* dans les préparations de 2,4-D.

2.2.2 **2,4,5-T.** – L'acide trichloro-2,4,5 phénoxyacétique est le dérivé le plus important du trichloro-2,4,5 phénol. Il a été utilisé principalement comme herbicide pour limiter la croissance des plantes ligneuses. Le 2,4,5-T est produit par la réaction du trichloro-2,4,5 phénol avec l'acide chloroacétique[23]. Bien que le 2,4,5-T ne soit pas produit au Canada, environ 90 tonnes de ce produit ont été utilisées au Canada en 1983[16] par rapport à 50 tonnes par année au début des années 70[17].

Au cours de la fabrication du 2,4,5-T, il y a vraisemblablement formation de PCDD à cause des conditions de réaction (par exemple, l'alcalinité et la température élevées). L'isomère 2,3,7,8-T_4CDD est le plus abondant. Étant donné que le 2,4,5-T n'est pas produit au Canada, on n'enregistre aucune émission.

Agriculture Canada a réglementé le 2,4,5-T en vertu de la *Loi sur les produits antiparasitaires* de façon à limiter les teneurs en 2,3,7,8-T_4CDD à une valeur maximale de 100 ppb (µg/kg)[24], avec des teneurs de conformité maintenues à environ 5 ppb. On n'a pas décelé de concentrations d'autres isomères de PCDD ou de PCDF même à des limites de détection de moins de 50 ppb. Comme dans le cas du 2,4-D, on ne peut qu'évaluer la quantité de 2,3,7,8-T_4CDD contenue dans la quantité totale de 2,4,5-T rejetée dans l'environnement. Le rejet total dans l'environnement de 2,3,7,8-T_4CDD est évalué à environ 1 g, en se basant sur l'utilisation actuelle de 90 tonnes de 2,4,5-T et sur les teneurs de conformité signalées.

Comme c'était le cas pour le 2,4-D, les teneurs en PCDF du 2,4,5-T étaient généralement inférieures à 50 ppb. L'homologue T_4CDF est prédominant[20].

2.2.3 **Hexachlorophène.** – L'hexachlorophène est un bactéricide et un fongicide efficace. Il est utilisé comme matière active surtout dans les savons antiseptiques, mais on en trouve également dans certains nettoyeurs pour la peau et shampoings. Dans l'un ou l'autre de ces produits, sa teneur maximale atteint 3 p. 100. Il est également utilisé, bien que de façon limitée, comme pesticide agricole et comme désinfectant industriel et domestique[6, 25]. En 1983, 7 tonnes d'hexachlorophène ont été importées[16].

L'hexachlorophène est produit par la réaction de la formaldéhyde avec le trichloro-2,4,5 phénol à des températures élevées en présence d'un catalyseur acide. Rien n'indique qu'il y a formation de dioxines pendant sa production. Toute dioxine qu'on pourrait y trouver proviendrait des contaminants du trichloro-2,4,5 phénol entraînés dans le produit final. Les analyses

récentes effectuées par Santé et Bien-être social Canada ont montré l'absence de dioxines (dans ce cas, l'isomère 2,3,7,8-T_4CDD) à une limite de détection de 750 ppt (μg/tonne)[26].

2.2.4 **Autres herbicides.** – Bien que de nombreux produits soient apparentés à ceux dont il a déjà été question, il existe très peu d'informations pour évaluer leur rejet dans l'environnement.

Le Silvex, appelé aussi fenoprop et acide (trichloro-2,4,5 phénoxy)-2 propionique, est efficace dans les préparations pour la lutte contre les plantes ligneuses et les mauvaises herbes sur les pelouses domestiques[6], mais son utilisation n'a pas été homologuée à ces fins. Le Silvex est fabriqué par la réaction du trichloro-2,4,5 phénol avec l'ester méthylique de l'acide chloro-2 propionique. L'acide qui en résulte réagit avec certains alcools de façon à former divers esters, qui constituent les produits commerciaux. L'absence de données empêche de déterminer si la contamination par la dioxine provient de celle du trichloro-2,4,5 phénol qui passe dans le produit final. La présence de T_4CDD a été décelée à une concentration de 1,4 ppm dans un échantillon sur sept[27]. En 1983, une tonne de Silvex (dans des préparations) a été importée[16].

Le ronnel est produit par la réaction du trichloro-2,4,5 phénol avec du thiochlorure de phosphore ($SPCl_3$). Comme cette réaction se produit dans des conditions alcalines et à des températures élevées, la formation de 2,3,7,8-T_4CDD est vraisemblable. Nous ne disposons d'aucune donnée sur les teneurs en contaminants ou sur la consommation de ronnel. Seulement une tonne de ce produit a été importée au cours de la période 1981-1983[16].

Le dicamba est formé en produisant d'abord du dichloro-2,5 phénol qui est ensuite exposé à un milieu alcalin. Son exposition à des concentrations d'hydroxyde entraîne la formation de précurseurs des dioxines et éventuellement, de la 2,7-DCDD et de la 2,8-DCDD. En 1983, environ 1400 tonnes de dicamba (dans des préparations) ont été importées[16]. Cette quantité correspond à 560 tonnes de matières actives.

L'analyse du dicamba de qualité technique a permis la détection d'une teneur moyenne de 0,02 ppm en 2,7-D_2CDD[28]. En supposant que 560 tonnes de dicamba sont consommées chaque année, le rejet total dans l'environnement serait de 11 g.

On trouve également des PCDD dans le triclosan, qu'on retrouve dans les produits sanitaires, utilisés comme substituts de l'hexachlorophène. L'utilisation actuelle de triclosan n'est pas connue, bien qu'on ait mis en évidence la présence de D_2CDD, T_3CDD et T_4CDD[29].

2.3 Les BPC

Les biphényles polychlorés sont le produit de la chloration du biphényle et comportent de 1 à 10 substituants chlore. Jusqu'à 1977, ils étaient vendus en mélanges de différents isomères avec des noms de commerce comme AROCLOR, suivis d'un code à 4 chiffres. Les deux premiers chiffres indiquent la catégorie du composé, soit 12 pour le biphényle et 54 pour le terphényle. Les deux derniers chiffres indiquent le pourcentage en poids de chlore du mélange[30].

Antérieurement, les utilisations des BPC étaient classées comme «ouvertes» ou «fermées». Dans les applications «ouvertes», des BPC étaient rejetés directement dans l'environnement suite à leur utilisation, conséquence inévitable de leur emploi. Présentement, l'utilisation des BPC est restreinte aux applications «fermées», dans lesquelles les liquides sont entièrement confinés ou récupérables. On a évalué qu'entre 80 p. 100 et 90 p. 100 des quantités annuelles de BPC vendues par les années passées étaient rejetées dans l'environnement de façon délibérée ou accidentellement; ces rejets provenaient d'environ les deux-tiers des liquides usés utilisés dans

des applications «fermées» aux États-Unis[31]. Au Canada, on n'a retracé qu'environ la moitié de toutes les quantités de BPC dont l'utilisation a été consignée[32].

En 1982, au moins 16 000 tonnes de BPC étaient utilisées dans le matériel électrique canadien et au moins 19 tonnes dans le matériel mécanique, et il y avait au moins 997 tonnes de ce produit en stockage[32].

On a constaté que les PCDF étaient les principaux contaminants toxiques des préparations de BPC. Les teneurs signalées en PCDF de différents BPC de qualité technique sont données au tableau 8[33, 34].

TABLEAU 8 Teneurs en dibenzofurannes chlorés de divers BPC

BPC	*T_4CDF (µg/g)*	*PCDF (µg/g)*	*H_6CDF (µg/g)*	*Total*
Aroclor 1248	0,5	1,2	0,3	2,0
Aroclor 1254	0,2	0,4	0,9	1,5
Aroclor 1260	0,1	0,4	0,5	1,0
Clophen A-60*	1,4	5,0	2,2	8,6
Phenoclor DP-6*	0,7	10,0	2,9	13,6

* Préparations européennes.

En 1982, plus de 200 000 pièces d'équipement contenant des BPC étaient encore utilisées au Canada, soit une quantité totale de plus de 16 000 tonnes de BPC[32]. Chittim *et al.*[35] ont décelé et quantifié des PCDF dans les transformateurs électriques canadiens contenant des BPC. Ils ont indiqué que la teneur en 2,3,7,8-T_4CDF des askarels des transformateurs était comprise entre 0,001 µg/g et 4,7 µg/g et tendait à augmenter avec la durée de service du transformateur. On a également décelé la présence de P_5CDF et de H_6CDF. En se basant sur ces concentrations expérimentales et sur la quantité de BPC encore utilisée, on évalue à jusqu'à 75 kg la quantité de T_4CDF qui pourrait être présente dans les BPC encore utilisés.

Étant donné que tous les BPC sont utilisés dans des systèmes fermés ou sont emmagasinés, la possibilité d'un rejet dans l'environnement est négligeable. Toutefois, des rejets antérieurs qui ont été signalés ont été à l'origine d'un contamination étendue par les BPC. Les propriétés des BPC suggèrent que les sols et les sédiments sont les principaux milieux de contamination, mais l'importance des émissions à l'atmosphère est inconnue.

3 SOURCES CRÉÉES PAR LA COMBUSTION

En 1978, des scientifiques de la Dow Chemical ont déclaré que les dioxines chlorées étaient présentes partout. Ils ont conclu que leur présence était due à un phénomène naturel, les produits de la combustion à l'état de traces[36, 37]. Selon cette hypothèse, diverses réactions chimiques surviennent pendant la combustion et produisent de nombreux composés qui sont émis dans la fumée ou retenus dans les cendres. Parmi ces composés, il y a les PCDD et les PCDF. Les sources de production par combustion de PCDD et de PCDF peuvent être regroupées dans quatre catégories:

a) les incinérateurs,
b) les chaudières industrielles,
c) les poêles, les foyers et autres appareils de chauffage domestique,
d) d'autres sources de combustion.

3.1 Incinération

On a trouvé des dioxines et des furannes chlorés dans les émissions des incinérateurs brûlant des ordures domestiques, des déchets chimiques, des déchets dangereux et des déchets de fils électriques. Toutefois, la plus grande partie de la documentation porte sur des cendres volantes recueillies par des dispositifs de dépollution. Dans les cas où seules les cendres volantes ont fait l'objet de dosage de PCDD et de PCDF, les évaluations visant à déterminer les émissions aériennes possibles peuvent être inexactes à cause de l'enrichissement des composés organiques sur des particules submicroniques. Il est possible que les particules émises par les cheminées entraînent des PCDD ou des PCDF provenant de procédés différents de ceux qui contaminent les cendres volantes précipitées, ou qu'il y ait séparation dans le cas des particules émises par les cheminées ou des particules précipitées, selon les conditions de l'incinération.

Il est nécessaire d'échantillonner et d'analyser les constituants particulaires et gazeux des émissions pour en déterminer les teneurs en dioxines et en furannes. On a décelé la présence de dioxines et de furannes chlorés dans ces deux constituants des émissions d'incinérateur.

3.1.1 Incinération des ordures ménagères. – La plus grande partie de la documentation porte sur les rejets de dioxines par les incinérateurs municipaux. Il a été démontré que le composé T_4CDD avait une importance variable dans les émissions mesurées, alors que l'isomère 2,3,7,8-T_4CDD ne compte que pour une portion relativement faible du groupe. Généralement, les composés comportant un plus grand nombre d'atomes de chlore prédominent dans les échantillons analysés à ce jour.

Trois hypothèses ont été présentées dans la documentation pour expliquer l'existence de PCDD et de PCDF dans les émissions des incinérateurs[1, 38]. Selon la première hypothèse, ces composés existent à l'état de traces dans les déchets, et la chaleur de l'incinération libère les PCDD et les PCDF qui sont adsorbés sur les cendres volantes ou se condensent en fines particules. Selon la seconde hypothèse, ces deux catégories de composés proviennent de précurseurs organiques chlorés comme les chlorophénols et les chlorobenzènes qui sont présents dans les déchets à brûler, et les températures d'incinération démarrent la transformation chimique de ces précurseurs qui donnent naissance aux dioxines et aux furannes chlorés. Selon une troisième hypothèse, la présence de PCDD et de PCDF est due aux réactions à haute température qui surviennent entre des produits organiques non chlorés et des formes inorganiques de chlore comme l'ion chlorure.

TABLEAU 9 Plage des teneurs en PCDD et PCDF des cendres volantes provenant des incinérateurs municipaux[38, 44]

	PCDD (ppb)					PCDF (ppb)				
Pays	T_4	P_5	H_6	H_7	O	T_4	P_5	H_6	H_7	O
Pays-Bas, n° 1	2 - 373	13 - 633	10 - 2030	58 - 1910	10 - 1565	12 - 471	29 - 568	29 - 1330	47 - 699	0 - 223
Pays-Bas, n° 2	5 - 110	31 - 488	80 - 1200	190 - 902	106 - 266	13 - 223	42 - 510	109 - 870	89 - 407	18 - 26
Italie, n° 1	0 - 46	0 - 65	0 - 2496	1 - 88	1 - 842	0 - 62	N.A.	N.A.	N.A.	1 - 317
Italie, n° 2	3 - 85	7 - 165	4 - 595	6 - 835	3 - 520	10 - 576	30 - 415	37 - 910	51 - 715	3 - 125
RFA	0	0	< 1	1 - 3	7 - 20	1 - 28	< 1 - 8	< 1 - 8	1 - 10	< 1 - 14
Canada, n° 1	3 - 27	3 - 45	2 - 53	1 - 43	1 - 26	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.
Canada, n° 2	5,0	4,9	4,2	2,5	5,3	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.	N.A.

N.A.: non analysé.

Le tableau 9 présente des données tirées de travaux sur les teneurs en PCDD et en PCDF des cendres volantes précipitées. Un important facteur pour l'analyse des variations des teneurs observées est la température de combustion dans le brûleur de l'incinérateur. Parce que des températures variables influent sur la formation potentielle et(ou) la destruction des PCDD et des PCDF, il n'est pas possible de comparer les valeurs du tableau 9. Ces différences peuvent également être attribuées à d'importantes variations aussi bien dans l'efficacité de la récupération pendant le nettoyage des échantillons que dans leur analyse.

Des travaux récents effectués par Environnement Canada et le ministère de l'Environnement de l'Ontario, portant sur différents incinérateurs au Canada, comprenaient des analyses des cendres volantes précipitées. Le tableau 10 compare les différentes analyses effectuées à ce jour.

La teneur des cendres en 2,3,7,8-T_4CDD, basée sur les données d'Environnement Canada, varie entre 0,5 ppb et 8 pbb, soit 10 p. 100 à 25 p. 100 de la quantité totale de T_4CDD. Les résultats du ministère ontarien de l'Environnement indiquent que la fraction de 2,3,7,8-T_4CDD est inférieure à 10 p. 100.

Les analyses effectuées par ces laboratoires peuvent être utilisées pour évaluer la quantité totale de PCDD et de PCDF dans les cendres volantes précipitées provenant des incinérateurs municipaux canadiens, en se basant sur les émissions de matières particulaires des installations et sur l'efficacité du matériel de collection[45]. On a préparé des évaluations à l'aide de données des incinérateurs municipaux quand celles-ci étaient disponibles, et on a calculé des teneurs moyennes à partir du tableau 10 pour les autres incinérateurs. Les valeurs des PCDD et des PCDF dans les cendres volantes produites par tous les incinérateurs municipaux canadiens et les incinérateurs à fosse (en se basant sur l'année 1980) sont les suivantes:

PCDD = 2,9 kg à 7,1 kg par année
PCDF = 4,9 kg à 15,6 kg par année
2,3,7,8-T_4CDD = 40 g à 80 g par année

On a établi que les émissions de PCDD et de PCDF des incinérateurs municipaux se trouvaient dans les phases gazeuses et particulaires[40]. Les données non canadiennes présentement disponibles semblent indiquer qu'on retrouve principalement les contaminants dans la phase gazeuse[40, 48, 49].

TABLEAU 10 Plage des teneurs en PCDD et PCDF des cendres volantes des incinérateurs municipaux canadiens[44, 46, 47, 48]

	Environnement Canada		*Ministère de l'Environnement de l'Ontario*	
Congénère	*PCDD (en ppb)*	*PCDF (en ppb)*	*PCDD (en ppb)*	*PCDF (en ppb)*
D_2-	1 - 21	3 - 92	N.A.	N.A.
T_3-	1 - 40	3 - 172	N.A.	N.A.
T_4-	3 - 81	4 - 198	2 - 12	5 - 36
P_5-	4 - 226	7 - 564	2 - 25	8 - 40
H_6-	13 - 341	9 - 1060	2 - 42	4 - 40
H_7-	5 - 160	8 - 480	< 1 - 9	1 - 9
O-	1 - 106	1 - 10	< 1 - 6	< 1 - 2

N.A.: non analysé.

Les données européennes sur les émissions de gaz de carneau des incinérateurs municipaux indiquent la présence de tous les congénères des dioxines et des furannes chlorés. Les résultats des études des É.-U. sont également compris dans le résumé présenté au tableau 11. Les données résumées dans ce tableau ne sont pas complètes; elles ne comprennent qu'un examen partiel de la documentation étrangère actuelle. Les résultats des essais canadiens suivent plus loin dans la présente section.

Les données européennes et américaines indiquent que la température d'incinération joue un rôle très important dans la formation des PCDD et des PCDF. L'étude suédoise indique que dans le cas des dioxines chlorées fortement substituées (par exemple, H_6-, H_7-, O), on observera vraisemblablement de fortes teneurs aux faibles températures et des teneurs inférieures aux températures élevées. Des travaux effectués par Cavallaro[40], qui a analysé les dioxines et les furannes des émissions particulaires et gazeuses, ont permis d'établir que ces contaminants se retrouvent principalement dans la phase gazeuse. Les groupes de congénères les plus abondants semblent être H_6CDD et OCDD, alors qu'on ne retrouve pas de profil aussi bien défini dans le cas des PCDF. Une autre considération importante est que l'isomère 2,3,7,8-T_4CDD n'est présent qu'à de faibles concentrations, moins de 10 p. 100 de l'ensemble du groupe T_4CDD, dont la contribution varie considérablement, mais ne compte que pour une petite proportion du total (moins de 5 p. 100).

L'examen des données du tableau 11 montre clairement que rien n'indique que deux incinérateurs peuvent donner les mêmes résultats pour les émissions totales, soit le rapport PCDD/PCDF ou le rapport matières particulaires/gazeuses. Une explication simple de ces variations des résultats serait que des différences réelles caractérisent les émissions de différents incinérateurs et que chacun doit être considéré comme un cas d'espèce.

TABLEAU 11 ***Plage des teneurs en PCDD et PCDF des gaz de carneau des incinérateurs municipaux[39, 40, 49, 50, 51, 52]***

	Teneurs en ng/m³				
Congénère	*Pays-Bas*[a]	*Italie 1*[b]	*Suède*[c, d]	*États-Unis*[d, e]	*Italie 2*[d]
T_4CDD	10 - 218	10 - 189	N.R.	6 - 380	7 - 1127
P_5CDD	22 - 714	11 - 279	N.R.	530	13 - 2089
H_6CDD	111 - 1953	190 - 38 635	5 - 100	16 - 850	15 - 3805
H_7CDD	124 - 922	6 - 1403	13 - 800	8 - 2000	13 - 2884
OCDD	25 - 3711	72 - 8491	20 - 1000	4 - 490	19 - 631
T_4CDF	46 - 556	N.D. - 1818	N.A.	90 - 2600	17 - 2846
P_5CDF	109 - 702	N.A.	N.A.	1600	17 - 2261
H_6CDF	174 - 1437	N.A.	N.A.	62 - 1800	22 - 2928
H_7CDF	155 - 504	N.A.	N.A.	8 - 2200	29 - 1414
OCDF	0 - 201	24 - 7273	N.A.	1 - 170	17 - 749

N.D.: non détecté.
N.A.: non analysé.
N.R.: non rapporté.

[a] Données sur les particules seulement.
[b] Les données italiennes sont constituées de la somme des particules aériennes et des condensats des gaz de carneau (libérés avec les émissions gazeuses).
[c] Les valeurs inférieures de la plage correspondent à des températures comprises entre 680 °C et 1040 °C, et les valeurs supérieures, à des températures comprises entre 400 °C et 600 °C.
[d] Total des particules et des données des émissions gazeuses.
[e] Résultats de deux études différentes.

En plus des différences dans les types d'incinérateurs, les conditions d'opération et les caractéristiques d'alimentation, les facteurs comme l'efficacité de la collecte de l'appareillage de prélèvement, le temps d'échantillonnage et le pourcentage de récupération de l'échantillon en laboratoire influencent de façon significative les données sur les émissions. On conseille la prudence pour l'examen des données du tableau 11 et de celles dérivées des études canadiennes dans le tableau 12.

Des méthodes de pointe pour l'échantillonnage et l'analyse en laboratoire ont été adoptées par Environnement Canada[46, 47]. L'échantillonnage pour la première série d'essais portant sur les incinérateurs de Québec et de Lake Cowichan[46] a été effectué selon la méthode Dow. Les composants gazeux des échantillons obtenus représentent des valeurs minimales, étant donné qu'on ne disposait pas de données pour tous les barboteurs de l'appareillage de prélèvement. Des essais ultérieurs ont été effectués à l'incinérateur de Montréal selon la Méthode modifiée n° 5 de l'EPA [47], et les échantillons recueillis sont considérés comme étant plus représentatifs de l'effluent total de l'incinérateur. Bien qu'on puisse mettre en doute la valeur des méthodes utilisées pour l'échantillonnage et l'analyse des contaminants organiques à l'état de traces, le ministère de l'Environnement de l'Ontario estime que les questions soulevées ont reçu une réponse valable au cours de leurs travaux au site SWARU[48].

Les résultats d'essais portant sur des sources canadiennes ont indiqué la présence de PCDD et de PCDF dans les phases particulaires et gazeuses[46, 47, 48]. Des évaluations antérieures des émissions de PCDD provenant des incinérateurs d'ordures domestiques canadiens étaient basées sur la teneur en PCDD des cendres volantes précipitées, un facteur multiplicateur de 10 destiné à corriger les teneurs des gaz de carneau comparées à celles des cendres volantes, et les émissions de particules des incinérateurs municipaux canadiens[3, 45, 53]. À cause de variations des conditions d'opération, les résultats de chaque incinérateur doivent être examinés indépendamment. Par exemple, un incinérateur pourvu d'un précipitateur électrostatique (PES) fonctionnant à un degré d'efficacité de 99 p. 100 émet des polluants à des concentrations différentes d'un autre qui fonctionne à 90 p. 100, parce que l'efficacité de la collection est fonction du diamètre des particules et que les rejets du collecteur augmentent en raison inverse du diamètre des particules. Les PCDD et les PCDF très substitués seront vraisemblablement adsorbés en plus grande quantité sur la fraction des petites particules (faible efficacité de collection), alors que les dioxines et furannes à faible poids moléculaire le seront sur la fraction des grosses particules (efficacité de collection supérieure). Les travaux ultérieurs dans ces domaines devraient rendre possibles des évaluations générales à cause d'une meilleure connaissance de l'équipement de dépollution utilisé.

Les résultats des mesures à la source de divers incinérateurs effectuées jusqu'à ce jour sont résumés au tableau 12. Les données d'Environnement Canada et du ministère de l'Environnement de l'Ontario seraient difficiles à corréler à cause de différentes méthodes d'échantillonnage utilisées. Les données de Québec et de Lake Cowichan, bien qu'obtenues selon la même méthode, ne peuvent faire l'objet d'une corrélation parce que les incinérateurs ont des caractéristiques dimensionnelles et d'alimentation différentes. En outre, les données de l'incinérateur de Montréal ont été obtenues à l'aide de techniques d'échantillonnage (comme la Méthode modifiée n° 5) qui ne sont utilisées pour aucun des autres incinérateurs. Dans le cas des essais du ministère de l'Environnement de l'Ontario, la fraction gazeuse présentait des variations moyennes comprises entre 49 p. 100 et 81 p. 100 de la quantité totale de PCDD, et de 51 p. 100 à 89 p. 100 de la quantité totale de PCDF[48, 54]. Dans le seul essai qui a mesuré les phases particulaires et gazeuses au cours de tous les échantillonnages effectués par Environnement

Canada, la composante gazeuse variait en moyenne de 34 p. 100 à 68 p. 100 pour les PCDD et de 36 p. 100 à 74 p. 100 pour les PCDF[47]. Des mesures de la composante gazeuse des PCDD et des PCDF ont également été effectuées aux deux autres incinérateurs échantillonnés par Environnement Canada, bien que l'on n'ait détecté des PCDD et des PCDF que dans certains échantillons[46]. Ces résultats sont incomplets, étant donné qu'on ne disposait pas de données d'échantillonnage pour tous les barboteurs. Par conséquent, la composante gazeuse des émissions peut être supérieure aux valeurs obtenues par l'analyse. Des valeurs moyennes de 17 ng/m^3 de PCDD totales et de 30 ng/m^3 de PCDF totaux ont été obtenues, à partir d'échantillons de la composante gazeuse. Étant donné que la séparation des fractions gazeuses et particulaires est fonction de la température à laquelle elle survient et que ce phénomène dépend des caractéristiques de l'incinérateur, il faut être très prudent dans l'analyse des données.

Les teneurs signalées au tableau 12 (données d'Environnement Canada) peuvent être converties en facteurs d'émission, les unités devenant alors des microgrammes par tonne de déchets brûlés. La quantité totale des PCDD dans les particules était comprise entre des teneurs non décelables et 1900 µg/tonne, alors que les teneurs en PCDF étaient comprises entre des valeurs non décelables et 5200 µg/tonne. Quand la fraction gazeuse était signalée, les facteurs d'émission calculés étaient les suivants :

PCDD : < 1 - 100 µg/tonne
PCDF : < 1 - 275 µg/tonne

Les facteurs d'émission moyens pour les incinérateurs échantillonnés par le ministère de l'Environnement de l'Ontario étaient à peu près de 20 mg/t pour les PCDD et de 30 mg/t pour les PCDF[48, 54].

TABLEAU 12 Teneurs en PCDD et PCDF des gaz de carneau des incinérateurs municipaux canadiens

	Environnement Canada[a]			*Ministère de l'Environnement de l'Ontario*	
Congénère	*Québec*[b] *(en ng/m^3)*	*Montréal*[c, d] *(en ng/m^3)*	*Lake Cowichan*[b] *(en ng/m^3)*	*Toronto*[c] *(en ng/m^3)*	*Hamilton*[c] *(en ng/m^3)*
T_4CDD	N.D. - 18[e]	N.D. - 0,3	N.D. - 35[e]	27 - 137	350 - 2730
P_5CDD	N.D. - 69	N.D. - 0,2	N.D. - 219	35 - 302	260 - 1410
H_6CDD	N.D. - 71	N.D. - 0,4	N.D. - 317	119 - 755	310 - 1060
H_7CDD	N.D. - 52	N.D. - 0,5	N.D. - 196	66 - 343	80 - 640
OCDD	N.D. - 9	N.D. - 0,6	N.D. - 7	17 - 192	80 - 540
T_4CDF	N.D. - 142[e]	N.D. - 0,8	N.D. - 66[e]	53 - 541	1020 - 4850
P_5CDF	N.D. - 109	N.D. - 0,6	N.D. - 124	64 - 317	870 - 3960
H_6CDF	N.D. - 161	N.D. - 0,4	N.D. - 1392	152 - 699	520 - 2120
H_7CDF	N.D. - 43	N.D. - 0,2	N.D. - 123	70 - 316	20 - 880
OCDF	N.D. - 3	N.D. - 0,1	N.D. - 3	13 - 54	10 - 170

N.D. : non décelé.
a Teneurs corrigées pour une valeur de 12 p. 100 de CO_2.
b Fraction particules seulement.
c Particules et composés gazeux.
d Basé sur deux séries d'essais.
e Inclut les concentrations du groupe des congénères D_2-, T_3- et T_4-.

Les facteurs d'émission (propres à chaque incinérateur) obtenus à partir des résultats d'Environnement Canada, quant ils sont multipliés par la quantité d'ordures brûlées par chaque incinérateur, donnent une quantité totale d'émissions de PCDD comprise entre 3 g/an et 250 g/an et, dans le cas des émissions de PCDF, entre moins de 1 g/an et 567 g/an (pour les trois incinérateurs). Cette valeur comprend les fractions particulaires et gazeuses des gaz de carneau. Si l'on utilise des facteurs moyens d'émissions, les émissions sont de 66 g/an pour les PCDD et de 170 g/an pour les PCDF.

Les émissions de deux incinérateurs de l'Ontario, basées sur des teneurs moyennes évaluées à partir d'essais de cheminées, donnent des valeurs de 4650 g/an pour les PCDD et 12 000 g/an pour les PCDF[55].

Quand on compare ces deux ensembles de résultats, il est évident qu'il existe d'importantes différences entre les émissions signalées. Bien que des différences réelles existent entre les différents incinérateurs, par exemple des variations des conditions d'opération, de conception et de débit d'alimentation, les variations des données dépassent de beaucoup les différences prévues dans les données analytiques. Le raffinement des méthodes analytiques et d'échantillonnage devrait permettre de préciser l'importance de la présence des PCDD et des PCDF dans les gaz de carneau.

Comme on l'a mentionné précédemment, chaque incinérateur devrait être étudié séparément, à cause surtout des variations des conditions d'opération. Toutefois, pour évaluer les émissions possibles de PCDD et de PCDF produites par tous les incinérateurs municipaux au Canada, on a extrapolé les données actuelles pour évaluer les émissions des autres usines. On a effectué une extrapolation différente pour chaque ensemble de données (par exemple, celles d'Environnement Canada et du ministère de l'Environnement de l'Ontario), parce qu'elles présentent des différences importantes. Le tableau 13 présente les résultats de l'extrapolation des données de chaque ensemble pour tous les incinérateurs municipaux du Canada.

On n'attribue à la composante gazeuse des données d'Environnement Canada pour les incinérateurs de Québec et de Lake Cowichan qu'une valeur minimale, comme on l'a déjà noté, étant donné qu'on ne dispose pas de données pour tous les échantillons de barboteurs. Le groupe H_6 des PCDD et des PCDF constitue une fraction importante des émissions particulaires totales. En se basant sur les résultats du ministère ontarien de l'Environnement, on estime que H_6CDD est le plus abondant des PCDD; toutefois, la concentration de T_4CDF est la plus importante dans le cas des PCDF. Les émissions de 2,3,7,8-T_4CDD dans la fraction particulaire (selon les données d'Environnement Canada) constituent une petite partie des émissions totales, mais une composante significative des émissions totales de T_4CDD.

Kidd[56] a évalué les émissions totales de PCDD et de PCDF à l'aide de certaines données de la documentation internationale combinées au volume d'ordures ménagères éliminées par les incinérateurs canadiens. Les quantités évaluées de PCDD et de PCDF s'élèvent à 0,15 kg/an - 13,1 kg/an et à 0,5 kg/an - 13,9 kg/an, respectivement. La plage des émissions peut ne pas sembler très grande si on tient compte de toutes les variables en jeu dans les diverses études portant sur les incinérateurs.

Un programme national, le Programme national d'essai et d'évaluation des incinérateurs (PNEEI), a été mis sur pied pour poursuivre l'amélioration de la qualité des données sur les émissions des incinérateurs. Ce programme, qui est basé sur la coopération du gouvernement fédéral et des organismes provinciaux, portera sur différents modèles d'incinérateurs afin d'obtenir une compréhension plus complète des procédés de combustion et des émissions dans l'atmosphère qui en résultent.

Le ministère de l'Environnement de l'Ontario a également évalué les PCDD et les PCDF dans les déchets, les cendres de fond et les cendres combinées (cendres de fond, cendres du précipitateur et cendres de la tour de refroidissement) obtenues de deux incinérateurs[48, 57]. Le tableau 14 résume les résultats. Des valeurs moyennes sont données pour les deux incinérateurs. On n'a pas décelé de teneurs en PCDD ou en PCDF de l'ordre du nanogramme par litre dans les eaux usées de l'un de ces incinérateurs[57].

*TABLEAU 13 Émissions moyennes de PCDD et de PCDF des incinérateurs municipaux en 1980**

	Environnement Canada				*Ministère de l'Environnement de l'Ontario*			
	PCDD (g)		*PCDF (g)*		*PCDD (g)*		*PCDF (g)*	
Congénère	*Particules*	*Gaz***	*Particules*	*Gaz***	*Particules*	*Gaz*	*Particules*	*Gaz*
T_4-	18	9	89	19	903	1 401	2 904	4 477
P_5-	62	nég.****	100	6	927	1 603	2 633	3 855
H_6-	109	nég.	283	3	1 272	3 610	1 556	3 764
H_7-	54	nég.	51	2	918	1 918	492	1 614
O-	4	nég.	2	nég.	584	608	132	261
Total	247	9	525	30	4 604	9 140	7 717	13 971

* Bien que tous les essais n'aient pas été effectués en 1980, les résultats ont servi à évaluer les émissions en 1980.
** Données non disponibles pour les échantillons de tous les barboteurs (voir texte).
*** Négligeable.

TABLEAU 14 Teneurs en PCDD et en PCDF des déchets et des cendres d'un incinérateur municipal

	Teneur (ng/g)	
Source	*PCDD*	*PCDF*
Déchets	4 - 439	N.D. - 25
Cendres de fond	0,1 - 3,3	0,1 - 3,9
Cendres combinées	N.D. - 5*	

N.D.: non détecté.
* Quantité totale de PCDD et de PCDF.

3.1.2 Incinération des boues d'épuration. – Un ensemble d'essais a porté sur les émissions d'un incinérateur de boues d'épuration en Ontario[55]. Les teneurs en PCDD et en PCDF étaient comprises entre 0,5 $\mu g/m^3$ et 1,1 $\mu g/m^3$, et 0,5 $\mu g/m^3$ et 2,2 $\mu g/m^3$, respectivement, ce qui correspond à des émissions annuelles de 0,5 kg à 1,1 kg de PCDD et de 0,5 kg à 2,2 kg de PCDF. Les essais utilisaient une cheminée commune à deux des unités de combustion de l'incinérateur; une troisième unité utilisait une cheminée séparée quand elle fonctionnait[55].

L'extrapolation de ces résultats, basée sur un débit total d'environ 100 000 tonnes de boues d'épuration au Canada en 1980, donne des émissions annuelles totales de PCDD et de PCDF, produites par l'incinération des boues d'épuration, de l'ordre de 1,4 kg à 3,3 kg de PCDD et de 1,5 kg à 6,5 kg de PCDF.

Environnement Canada[58] a analysé les boues expédiées à un autre incinérateur de boues d'épuration et a obtenu des teneurs combinées en PCDD et en PCDF de 20 mg par tonne de boue. Si l'on compare cette valeur à un débit d'émission de 67 mg par tonne, obtenu à partir des données du ministère de l'Environnement de l'Ontario, on peut croire que les PCDD et les PCDF peuvent ne pas être formés pendant l'incinération des boues d'épuration, étant donné que ces valeurs sont du même ordre de grandeur. Comme deux incinérateurs différents ont été examinés, la comparaison peut ne pas être valable. Les boues acheminées au même incinérateur ont été échantillonnées à nouveau, quelques mois plus tard. Le deuxième échantillon contenait une quantité totale de PCDD et de PCDF d'approximativement 18 mg par tonne, qui est compatible avec le résultat de l'échantillonnage initial de 20 mg par tonne.

On a également analysé des échantillons des effluents de la même usine municipale d'épuration des eaux usées qui a fourni des échantillons de boues[9]. On a trouvé moins de 0,1 ng de PCDD par litre dans l'échantillon d'effluent final. On a constaté que les résidus des boues d'incinérateur ne contenaient que des traces de PCDD et de PCDF, ce qui indique que la plus grande partie des dioxines et des furannes ont été soit détruites, soit émises dans l'atmosphère.

3.1.3 **Incinération industrielle et commerciale.** – Bien que ces incinérateurs soient beaucoup plus petits que les incinérateurs municipaux, ils brûlent une grande quantité de déchets qui ne sont comptabilisés nulle part ailleurs[45]. Toutefois, aucune étude n'a encore porté sur les émissions de PCDD et de PCDF de ces unités. À cause de la diversité des déchets brûlés dans ces unités, il n'est pas possible de faire des comparaisons avec les débits d'émission des autres incinérateurs.

3.1.4 **Incinération des déchets chimiques.** – Quelques références portent sur des incinérateurs de déchets chimiques et de déchets dangereux[36, 37, 59]. Les substances brûlées dans ces incinérateurs comprennent des goudrons, des BPC et des huiles usées. Généralement, on a mis en évidence la présence de dioxines et de furannes dans les échantillons de cendres volantes.

Au Canada, un secteur-problème est l'incinération des huiles usées. D'après une étude antérieure, au Canada, une partie de l'huile usée est brûlée comme combustible supplémentaire dans l'industrie de la fabrication du ciment, ainsi que dans d'autres applications industrielles et de services publics. Les résultats d'une étude effectuée par Rappe *et al.*[60], portant sur l'emploi d'un mélange de BPC et d'huile pour alimenter un four rotatif à ciment chauffé à l'huile, favorise l'utilisation de l'incinération à haute température comme technique efficace de destruction des BPC. D'après les résultats de ces essais, on n'a décelé ni PCDD ni PCDF dans l'effluent.

Environ 33 000 kl d'huiles usées ont été brûlées au Canada en 1978[61]; toutefois, il n'existe pas de données sur les émissions portant sur les PCDD et les PCDF. On se préoccupe du fait que, bien que les installations d'incinération de l'huile usée puissent être conformes aux normes d'émission pour un type d'huile donné, il n'existe qu'un contrôle limité de la qualité des huiles brûlées. Le nombre de ces installations actuellement exploitées au Canada n'est pas connu.

On a mesuré les teneurs en PCDD et en PCDF des émissions d'un four rotatif à ciment, chauffé par un mélange de coke du pétrole et de déchets liquides industriels[62]. Les concentrations moyennes de PCDD et de PCDF libérées par la cheminée du four étaient de 17 ng/m^3 et de 46 ng/m^3, ce qui correspond à des débits respectifs de 0,5 µg/s et de 1,4 µg/s. Il n'existe pas de différence significative dans les débits d'émission quand le four n'utilisait que du coke de pétrole ou du coke de pétrole et des déchets liquides comme combustible.

3.1.5 Incinération des déchets d'hôpitaux. – La composition des déchets d'hôpitaux, qui inclut des désinfectants et des produits pharmaceutiques chlorés, ainsi que de la biomasse pathologique, peut entraîner la formation de PCDD et de PCDF à cause de la présence des divers composés chlorés. Les résultats préliminaires pour un incinérateur en Ontario indiquent des teneurs en PCDD des gaz de combustion de 1 µg/m^3 à 10 µg/m^3[63]. Une installation testée en Colombie-Britannique a donné des teneurs moyennes en PCDD et en PCDF de 69 ng/m^3 et de 156 ng/m^3, soit des débits d'émission de 812 µg/h et de 1838 µg/h, respectivement. Ces valeurs sont généralement inférieures à celles qui ont été obtenues pour les incinérateurs municipaux canadiens. Le congénère OCDD était le plus commun pour les PCDD, alors que les congénères P_5CDF et H_6CDF étaient les plus abondants pour les PCDF. Il n'y avait pas de quantité décelable de T_4CDD[64].

Étant donné que la quantité totale des déchets incinérés chaque année par les hôpitaux n'a pas été évaluée et que le nombre d'incinérateurs d'hôpitaux exploités présentement est inconnu, nous ne pouvons pas estimer l'importance des émissions de ce secteur à l'échelle du pays.

Des petites quantités de PCDD et de PCDF ont été mesurées dans des échantillons de cendres de fond prélevés à un incinérateur d'hôpital de la Colombie-Britannique. Des concentrations atteignant jusqu'à 6 µg/g de PCDD et de PCDF ont été mesurées dans des échantillons de cendres volantes. Comme dans le cas des concentrations de gaz de carneau, les congénères les plus courants étaient l'OCDD et les P_5CDF et H_6CDF[64].

3.1.6 Incinération des déchets de fils métalliques. – Dans la documentation, on trouve un article portant sur un incinérateur de récupération des déchets de fils métalliques, utilisé pour brûler les enveloppes de déchets de fil métallique, (entre autres, les enveloppes de plastique) pour récupérer le métal[65]. On a détecté la présence de T_4CDD et de T_4CDF dans les cendres volantes de l'incinérateur, les teneurs en dibenzofuranne étant 30 fois plus élevées que la teneur en T_4CDD. On ne sait pas si de tels incinérateurs existent au Canada.

3.2 Chaudières

Les chaudières brûlant une variété de combustibles dont le charbon, le fuel, le bois, le combustible dérivé des déchets (CDD) et les solutions usées de traitement du bois ont fait l'objet d'études. Toutefois, très peu d'essais ont porté sur ces chaudières au Canada.

3.2.1 Chaudières des services publics. – Les chaudières au charbon des services publics ou des centrales thermiques des États-Unis ont fait l'objet d'un grand nombre d'essais, qui ont surtout porté sur le groupe des isomères des dioxines tétrachlorées. À des niveaux de détection de l'ordre de quelques parties par billion (ppt ou 10^{-12}), on n'a détecté ni T_4CDD ni l'isomère

2,3,7,8-T_4CDD[59, 66]. Toutefois, Czuczwa et Hites[67] ont détecté la présence de PCDD et de PCDF dans les échantillons de cendres volantes de charbon[67]. On n'a pas détecté de T_4CDD ou T_4CDF ni de P_5CDD ou P_5CDF, même à des teneurs de l'ordre des ppt; toutefois, on a détecté l'isomère OCDD à des valeurs de quelques ppb(10^{-9}). D'après une autre étude américaine[68], dans laquelle tous les PCDD et PCDF étaient mesurés, aucun de ces composés n'a été décelé à des teneurs de quelques ppt.

Des échantillons de cendres de centrales thermiques canadiennes au charbon ont été analysés[69, 70, 71]. Ces études ont montré que des échantillons de cendres volantes et de cendres de fond contenaient des quantités très faibles ou indétectables de PCDD et de PCDF. Les limites de détection étaient comprises entre 0,001 ng/g et 0,04 ng/g. Les concentrations observées, mesurées dans les cendres volantes, sont résumées au tableau 15.

Bien qu'il soit notoire que de grandes variations puissent être observées entre des échantillons de cendres prélevés à différentes époques à une même source, on a évalué la quantité de PCDD et de PCDF dans les cendres volantes des centrales thermiques au charbon en utilisant la valeur propre à chaque centrale pour les émissions particulaires, l'efficacité de contrôle propre au matériel de collection, ainsi que les teneurs en PCDD et PCDF des cendres volantes de chaque usine[45, 69, 70, 71]. En l'absence de données sur les PCDD et PCDF des cendres volantes de certaines usines, les valeurs du tableau 16 ont été utilisées. Les quantités totales de PCDD et PCDF dans les cendres volantes produites par une centrale thermique au charbon variaient de non décelables à des valeurs de 260 g de PCDD et de 30 g à 1330 g de PCDF. À cause de la rareté des données, et du fait que les échantillons ne se réfèrent qu'à un moment donné, pour une usine donnée, ces valeurs sont très variables et ne doivent être considérées que comme des évaluations de l'ordre de grandeur. En effet, dans un cas on a mesuré, pour les cendres volantes d'une centrale thermique, des valeurs de 18 ng de PCDD par gramme et de 83 ng de PCDF par gramme[45], contre des valeurs respectives de moins de 1 ng/g et de 2 ng/g pour la même usine, d'après une autre étude[71]. Ces différences peuvent être également dues à des techniques d'analyse différentes.

Seulement une série d'essais des émissions de gaz de combustion a été effectuée à ce jour au Canada à une centrale thermique au charbon[46]. Des facteurs d'émission compris entre 4 µg à 40 µg de PCDD par tonne de charbon brûlé et de 10 µg à 100 µg de PCDF par tonne de charbon brûlé ont été déterminés. Ces valeurs sont celles mesurées dans les particules des gaz de combustion. On n'a pas décelé de PCDD ou de PCDF dans les échantillons gazeux recueillis.

TABLEAU 15 Teneurs en PCDD et en PCDF des cendres volantes des centrales thermiques au charbon du Canada

	Teneur (ng/g)	
Congénère	*PCDD*	*PCDF*
T_4-	N.D.	N.D. - 0,09
P_5-	N.D. - 0,56	N.D. - 2,82
H_6-	N.D. - 0,16	N.D. - 0,25
H_7-	N.D. - 0,04	N.D. - 0,19
O-	N.D. - 0,02	N.D. - 0,13

N.D.: non détecté.

Tous les isomères de PCDD et de PCDF ont été détectés, sauf H_6CDD et OCDD, et sauf H_7CDF et OCDF. Les résultats de cette série d'essais doivent être considérés comme expérimentaux, comme c'était le cas de certaines des données d'émission des incinérateurs municipaux (section 3.1.1 et référence 46).

En se basant sur les valeurs moyennes de PCDD et de PCDF de cet essai, les émissions totales dans l'atmosphère des chaudières au charbon des services publics ont pu être évaluées. Ces évaluations sont résumées au tableau 16, en se basant sur une consommation annuelle de charbon de 27,78 millions de tonnes d'après Statistique Canada[71]. À cause du peu de données disponibles sur les centrales thermiques, d'autres études s'avèrent nécessaires.

TABLEAU 16 Émissions de PCDD et de PCDF des chaudières au charbon des services publics en 1980

	Teneur (g)	
Congénère	*PCDD*	*PCDF*
D_2-	156	87
T_3-	69	51
T_4-	17	nég.
P_5-	18	209
H_6-	–	348
H_7-	18	–
O_8-	–	–
Total	278	695

Nég.: négligeable.

On a analysé des échantillons de cendres volantes et d'émissions gazeuses provenant d'une chaudière des services publics brûlant un mélange de charbon (85 p. 100) et de combustibles dérivés des déchets (CDD: 15 p. 100). On n'a pas décelé la présence de T_4CDD au cours de cette étude. Les auteurs suggèrent que cela peut s'expliquer par la forte température d'opération, ainsi que par le temps de résidence prolongé dans la zone de combustion. Toutefois, on a identifié des PCDF dans des échantillons de cendres volantes et d'émanations gazeuses provenant de la même chaudière[51, 73, 74].

3.2.2 Chaudières industrielles. – Très peu de données portent sur les chaudières industrielles. Les concentrations de PCDD et de PCDF décelées dans les cendres volantes provenant d'un précipitateur électrostatique étaient comprises entre 68 ppb à 600 ppb (ppb: 10^{-9}) et 300 ppb, respectivement[36, 37, 75, 76]. Ces chaudières utilisaient les combinaisons suivantes de combustibles: charbon, CDD dans un cas, et charbon et mazout dans l'autre cas. D'après un autre essai décrit dans un article[77], seuls les isomères T_4CDD et T_4CDF ont été mesurés, ce qui donne des facteurs d'émission de 0,69 µg par kilogramme de charbon brûlé et de 5,8 µg par kilogramme de charbon brûlé, respectivement. Lors de la combustion de CDD, ces facteurs d'émission étaient

de 0,36 µg par kilogramme de CDD et 3,7 µg par kilogramme de CDD, respectivement. Lors d'un essai effectué au Canada à une chaufferie brûlant du charbon, on n'a pas décelé de dioxines ni de furannes[46]. Les résultats d'un essai unique effectué à un séchoir thermique chauffé au charbon d'une usine de traitement du charbon n'ont pas encore été évalués à ce jour. Une meilleure évaluation des émissions de ces séchoirs thermiques sera disponible après des essais supplémentaires devant être effectués à deux autres usines (l'une chauffée au charbon, l'autre au gaz)[78].

3.3 Poêles, foyers et autres appareils de chauffage domestique

On a identifié des dioxines chlorées dans les cendres volantes de divers poêles à bois, foyers et autres appareils de chauffage domestique. Alors que des PCDD ont été mesurées dans les particules émises dans les cheminées, on n'a pas recherché leur présence dans les gaz de combustion. On n'a pas non plus recherché la présence des PCDF, bien qu'un ensemble de résultats aient montré la présence de PCDF dans les particules émises dans les cheminées[79].

3.3.1 Combustion du bois. – On a identifié des PCDD dans les particules émises par les cheminées d'appareils de chauffage domestique brûlant du bois situés dans trois régions des États-Unis[80]. Ces particules ont été prélevées à plusieurs endroits à l'intérieur des cheminées. Le bois utilisé pour ces essais n'avait pas été traité antérieurement, ni exposé au 2,4-D, 2,4,5-T ou au pentachlorophénol. À chacun des points d'échantillonnage, on a constaté que les particules contenaient les congénères T_4CDD, H_6CDD, H_7CDD et OCDD. L'isomère 2,3,7,8-T_4CDD était un composant mineur des concentrations totales de T_4CDD, allant de concentrations non décelables (limite de détection: 1 ppt) à 200 ppt. Un résumé de ces données est présenté au tableau 17. Les données suggèrent que la combustion du bois, telle qu'elle se produit naturellement, peut entraîner la formation d'une importante gamme de dioxines chlorées.

Une étude récente, effectuée par le ministère de l'Environnement de l'Ontario, a détecté des PCDD et des PCDF dans les échantillons de particules (cendres) de fond et de cheminées, d'un poêle à bois, d'un foyer et d'un feu à l'extérieur[79]. Tout le bois qui avait été brûlé n'avait pas été traité. Les teneurs étaient comprises entre moins de 1 à 33 ppb pour ce qui est des PCDD, et de non décelable à 31 ppb pour ce qui est des PCDF.

En supposant que les concentrations moyennes affichées au tableau 17 représentent toutes les variations des échantillons recueillis (par exemple, le type de cheminée, le point d'échantillonnage, le type de bois et le mode d'opération de l'appareil de combustion), ces valeurs peuvent être utilisées pour évaluer les émissions de la combustion du bois de chauffage. Les émissions totales de PCDD en 1980 étaient d'environ 1800 g, d'après la quantité de bois de chauffage consommée et les émissions particulaires[45, 81]. Les émissions sont résumées au tableau 18.

La contribution du 2,3,7,8-T_4CDD par rapport à la quantité totale de T_4CDD s'établit en moyenne à 5 p. 100 (ou 5 g), soit 0,3 p. 100 de la quantité totale de PCDD.

Il faudrait posséder plus de données quantitatives pour établir de façon plus fiable l'ordre de grandeur de ces émissions. D'autres recherches, qui devraient porter sur l'analyse des émissions des appareils de combustion du bois, sont rendues nécessaires par la consommation croissante de bois comme combustible de rechange.

3.3.2 Combustion d'huile pour chauffage domestique. – Une expérience préliminaire effectuée avant des essais de combustion du bois portait sur les particules émises par un système à

TABLEAU 17 Concentrations des dioxines chlorées provenant de la combustion domestique du bois

	Régions			
Congénère	*Est (ppt)*	*Centre (ppt)*	*Ouest (ppt)*	*Moyenne (toutes les régions, ppt)*
T_4CDD	2 - 7824 (2000)	N.D. - 3831 (1500)	93 - 514 (270)	1 200
H_6CDD	21 - 5600 (2200)	3 - 65 300 (14 000)	1251 - 9220 (4300)	6 900
H_7CDD	63 - 5400 (2100)	12 - 39 000 (13 000)	960 - 5800 (3200)	6 000
OCDD	95 - 7200 (2000)	24 - 37 000 (14 000)	490 - 5200 (2200)	6 000
Total	181 - 26 024 (8300)	39 - 145 131 (42 500)	2794 - 20 734 (9970)	20 100

N.D.: non détecté.
Remarque: valeurs moyennes entre parenthèses.

TABLEAU 18 Émissions de PCDD provenant de la combustion du bois de chauffage en 1980

Congénère	*Émissions de PCDD (g)*
T_4-	100
H_6-	600
H_7-	550
O-	550
Total	1800

combustion d'huile[80]. On n'a pas décelé de T_4CDD (limite de détection: 2,4 ppt) ni de H_6CDD (limite de détection: 4,2 ppt); toutefois, on a décelé la présence de 25 ppt de H_7CDD et de 130 ppt de OCDD. En se basant sur des émissions particulaires totales de 3375 tonnes provenant de la combustion de l'huile pour chauffage domestique[45], on peut évaluer les émissions totales de PCDD à moins de 1 g/an.

3.3.3 Combustion du gaz naturel. – Dans des particules recueillies sur les plaques d'un précipitateur électrostatique installé en aval d'un appareil de chauffage domestique à gaz, on a mesuré des teneurs en PCDD de 1765 ng/g. Les teneurs en T_4CDD étaient inférieures à 0,1 p. 100 de la quantité totale de dioxines chlorées mesurées; toutefois, l'isomère 2,3,7,8-T_4CDD représentait 60 p. 100 de la quantité de T_4CDD mesurée[36, 37]. Les émissions de PCDD ont été évaluées d'après les émissions de particules provenant de la combustion domestique de gaz naturel[45], en supposant que les teneurs en PCDD des émissions sont les mêmes que celles qui ont été

trouvées dans les particules déposées sur les plaques du précipitateur électrostatique. Les émissions totales de PCDD ont été estimées à 921 g/an, dont 74 p. 100 pour l'OCDD et 24 p. 100 pour la H_7CDD. On a également détecté des PCDF dans la suie de cette source, mais ils n'ont pas été quantifiés[36].

3.4 Autres types de combustion

3.4.1 Combustion du bois. – La combustion du bois et des produits du bois contaminés par des chlorophénols et d'autres herbicides représente une importante source potentielle de rejet de PCDD et de PCDF dans l'environnement, et plus particulièrement dans l'atmosphère. Plusieurs études pertinentes ont été identifiées dans la documentation.

Les copeaux de bois traités avec du 2,4,5-T et brûlés ensuite produisent des PCDD et des PCDF[82]. Les dioxines chlorées fortement substituées étaient les principaux types de dioxines observés, alors que les furannes chlorés les moins substitués (T_4CDF, P_5CDF) étaient les principaux types de furannes observés. À partir de cette étude, les chercheurs ont estimé, par extrapolation, que la combustion non contrôlée de 1 m^2 de forêt, après application de 2,4,5-T, produira 1 μg de T_4CDD. Dans une étude semblable, au cours de laquelle du papier et de l'herbe étaient traités par du 2,4,5-T et brûlés, les résultats ont montré que seule une petite fraction du 2,4,5-T était convertie en T_4CDD (1 ppt de T_4CDD par ppm de 2,4,5-T résiduel brûlé)[83].

La combustion du bois traité avec diverses préparations de chlorophénate (par exemple, du trichlorophénate, du PCP) entraîne la formation de dioxines tant dans les cendres volantes que dans les émissions gazeuses. Tous les congénères de la PCDD ont été détectés sauf la monochlorodibenzo-paradioxine. Les teneurs totales en PCDD étaient comprises entre 6 μg et 850 μg par gramme de préparation. On n'a pas dosé les PCDF[50].

Les usines de traitement du bois utilisent souvent, comme combustible, des déchets de bois traités au chlorophénate. On a détecté des PCDD et des PCDF dans des échantillons de cendre provenant de la combustion de feuilles de bouleau et de laine de bois. D'après les conclusions de cette étude, «la combustion de chlorophénates ou de produits comme des copeaux de bois, du contre-plaqué ou de l'huile de rebut contenant des chlorophénates semble être une source plus importante de pollution par les PCDD, y compris la 2,3,7,8-T_4CDD, que la combustion accidentelle de dérivés du 2,4,5-T ou de végétation traitée par des dérivés du 2,4,5-T»[82].

Une autre expérience dans laquelle on a utilisé du bois de pin en présence de HCl a confirmé la libération de PCDD et de PCDF[49]. On a décelé des teneurs en PCDF 20 fois supérieures à celles en PCDD, et cela semble s'expliquer par la présence d'un composé donneur de chlore. Une étude effectuée par Jansson *et al.*[85] a identifié des PCDF dans la combustion du bois de pin seul, contrairement à Tiernan *et al.*[49], qui n'a détecté dans la gamme des nanogrammes par gramme aucun PCDF produit par la combustion du bois de pin seul.

Des essais de combustion de boîtes à munitions en bois imprégné de pentachlorophénol montrent que la plus grande partie des PCDD se trouvait dans l'échantillon de particules. Un résumé des résultats est présenté au tableau 19; les valeurs moyennes sont entre parenthèses[86]. La teneur moyenne en OCDD de l'émission s'élevait à 64 ng/m^3, et on a constaté que la fraction gazeuse de l'échantillon n'en contenait que 3 ng/m^3.

Les industries canadiennes de protection et de préservation du bois utilisent plus de 2000 tonnes de chlorophénols chaque année, et l'élimination des déchets contaminés par le chlorophénol présente un grave problème[11]. Les résidus qui posent le plus de problèmes sont les boues des bacs de trempage et les copeaux de bois. Dans l'est du Canada, la plus grande

TABLEAU 19 Teneurs en PCDD et en PCDF des émissions provenant de la combustion de boîtes de munitions en bois

Nombre de substituants chlore	*PCDD (ng/m³)*	*PCDF (ng/m³)*
4	0,8 - 5,5 (1,7)	N.D.
5	2,6 - 5,2 (3,7)	N.D.
6	22 - 67 (42)	Traces
7	11 - 35 (27)	Traces
8	30 - 80 (64)	3,9 - 9,8 (8)

N.D.: non décelé.

partie des résidus sont enfouis, alors que dans l'ouest du Canada, on préfère les brûler, soit dans des brûleurs coniques ou dans des chaudières brûlant des déchets ou dans d'autres chaudières industrielles. Une étude en laboratoire portant sur la formation des PCDD et PCDF provenant de la combustion du chlorophénol[5] a montré que la combustion des déchets de bois contaminés par le chlorophénol entraînait la conversion de 0,9 p. 100 à 1,7 p. 100 du chlorophénol en PCDD et en PCDF, les groupes prédominants étant P_5-, H_6- et H_7-. Pour obtenir ces résultats, on avait des températures d'allumage de 300 °C à 400 °C. Les vapeurs de l'étape de l'allumage étaient détruites par des températures élevées, ce qui entraînait des teneurs en PCDD et en PCDF de 1300 mg par kilogramme de chlorophénol. (Ces deux essais ont été effectués en utilisant une boue de bac de trempage contenant 3,3 p. 100 de chlorophénol.)

Les résultats de l'incinération à l'échelle pilote et à l'échelle réelle de déchets de bois contaminés par le chlorophénol n'ont pas indiqué la présence de PCDD dans les émissions atmosphériques[87, 88], mais les données de l'incinération à l'échelle réelle ont indiqué la présence de PCDF dans les cendres produites[88].

Il est évident, d'après la documentation mentionnée, qu'il existe d'importantes incohérences concernant l'émission de PCDD et de PCDF dans l'atmosphère par la combustion de déchets de bois traités par le chlorophénol. En supposant que 1 p. 100 des chlorophénols utilisés dans l'industrie de la protection et de la conservation sont brûlés dans des brûleurs coniques et des centrales thermiques et que les émissions de PCDD et de PCDF peuvent être comprises entre 0 p. 100 et 0,13 p. 100 des chlorophénols consumés[5, 87, 88], on peut évaluer que les émissions atteignent jusqu'à 30,2 kg par année. L'évaluation des quantités de PCDD dans les cendres produites peut être faite d'une façon semblable; toutefois, la quantité des cendres produites dans ce secteur n'est pas connue.

On prévoit faire des essais pour analyser les émissions des centrales thermiques brûlant des déchets de bois contaminés par le chlorophénol en Colombie-Britannique. Les données obtenues seront disponibles ultérieurement[89].

Le brûlage des traverses de chemin de fer traitées au chlorophénol est une autre source possible d'émission de PCDD et de PCDF. Une étude de la combustion dans des poêles à bois des

traverses de chemin de fer non utilisées a révélé que des PCDD et des PCDF sont rejetés, bien que des données ne soient pas encore disponibles[90]. En supposant que les PCDD sont produits à un taux de 1000 µg par gramme de pentachlorophénol brûlé (1 mg/g) , que la teneur en pentachlorophénol du bois traité par pulvérisation est de 1000 µg/g et que toutes les traverses traitées sont brûlées, les émissions annuelles sont évaluées à environ 6 kg[58, 84].

Les émissions de PCDD des traverses traitées à la créosote qui sont brûlées n'ont pas encore fait l'objet d'une étude. Au Minnesota, une étude a mis en évidence la présence de plusieurs hydrocarbures aromatiques polycycliques, mais non celle de PCDD[91]. Environnement Canada entreprend présentement des études destinées à combler cette lacune[90].

À cause de problèmes associés à l'obtention d'échantillons représentatifs de toutes les étapes du processus de combustion et de la composition du combustible des feux non contrôlés comme les incendies de forêts et les feux d'abattis, on a supposé que les appareils de combustion domestiques brûlant du bois représentent la base la plus utile à partir de laquelle on peut évaluer les émissions de ces sources présentement. Il faut comprendre que les conditions de la combustion sont très variables, notamment la température dans les zones de combustion et de post-combustion, ainsi que les temps de résidence des réactifs et des produits dans la zone à haute température. Toutefois, en utilisant les concentrations indiquées au tableau 17, on a préparé des estimations pour les incendies de forêts et les feux d'abattis. Les émissions de PCDD, résumées au tableau 20, ont été calculées à l'aide des données sur les émissions moyennes de particules[45] de 1970 à 1980. Une évaluation plus précise des émissions des feux en plein air nécessitera l'étude de ces sources de combustion afin de déterminer à quel endroit il faut pratiquer l'échantillonnage de manière à obtenir les données les plus réalistes possibles sur les quantités de PCDD rejetées.

TABLEAU 20 Émissions de PCDD provenant de la combustion en plein air

Congénère	*Incendies de forêts (kg)**	*Brûlage des déchets d'abattage (g)***
T_4-	3,5	197
H_6-	20,2	1135
H_7-	17,5	987
O_8-	17,5	987
Total	58,7	3306

* D'après des émissions totales moyennes de particules de 2,92 millions de tonnes.
** D'après des émissions totales moyennes de particules de 164 500 tonnes.

3.4.2 Pyrolyse des BPC et des chlorobenzènes. – La pyrolyse des BPC entraîne la formation de divers PCDF (tous les congénères ont été détectés); toutefois, aucune donnée quantitative n'a été publiée[76, 92]. La pyrolyse des chlorobenzènes a résulté dans la détection des congénères téta- à octa- des PCDD et des PCDF. Les chlorobenzènes peuvent être formés à partir d'autres composés organiques chlorés, y compris le chlorure de polyvinyle (PVC), et possiblement de chlorures inorganiques dans des conditions pyrolytiques, mais il est peu vraisemblable que les

quantités ou les concentrations obtenues puissent former des PCDD ou des PCDF. Toutefois, dans des conditions d'incinération, la concentration des chlorobenzènes peut atteindre une valeur à laquelle des PCDD et des PCDF peuvent être formés[93]. La quantification de cette source n'est pas possible, mais les quantités rejetées devraient être très faibles.

Un réacteur à arc de plasma expérimental conçu pour l'élimination de déchets toxiques a fait l'objet de tests de détection de PCDD et de PCDF au Canada[94]. Des BPC (AROCLOR 1254) ont été mélangés à du méthanol dans le réacteur. Alors qu'on n'a pas décelé la présence de PCDD ni de PCDF dans les barboteurs, des PCDF étaient présents dans les échantillons d'eau de pulvérisation provenant de la première étape du processus de nettoyage par voie humide.

3.4.3 Oxydation du charbon. – La température élevée de l'oxydation du charbon n'a produit que des H_7CDD et OCDD, qui ont été détectées dans les produits gazeux de la réaction. À la suite de l'oxydation et de la chloration du charbon par le chlorure d'hydrogène et le chlore gazeux, des quantités importantes (100 ng à 400 ng par gramme de charbon) de PCDD (surtout H_6CDD, H_7CDD et OCDD) ont été observées[95]. La quantification des émissions de cette source n'est pas possible.

3.4.4 Fumée de cigarette. – Aux États-Unis, la fumée provenant de la combustion des cigarettes (tabac et papier) a été analysée pour déceler la présence de dioxines chlorées. Des essais de combustion ont été effectués de façon à simuler les conditions réelles[36, 37]. Bien que des T_4CDD n'aient pas été détectés, les composés suivants ont été observés:

H_6CDD:	4,2 pg à 8,0 pg par cigarette
H_7CDD:	8,5 pg à 9,0 pg par cigarette
OCDD:	18 pg à 50 pg par cigarette

En se basant sur des ventes de $64{,}5 \times 10^9$ cigarettes au Canada en 1980[96], on peut évaluer les émissions à:

H_6CDD:	< 1 g
H_7CDD:	1 g
OCDD :	1 g à 3 g

soit un débit total d'émission de 2 g à 4 g de dioxines par année.

3.4.5 Combustion du charbon et du coke métallurgique. – Un autre domaine de la combustion qui n'a pas été étudié et qui n'a pas fait l'objet de publications est la combustion du charbon pour la production de coke métallurgique. Au cours du processus de production, le charbon est chauffé indirectement jusqu'à environ 1100 °C pendant une période de temps et à une vitesse qui dépend du produit final souhaité. En général, la période de chauffage est d'environ 17 heures. Les émissions de matières organiques surviennent principalement pendant les opérations de chargement, de cokéfaction et de défournage et sont dues à des fuites du four ou à l'inefficacité de la combustion. Il est possible que des dioxines soient formées dans ces cas. Toutefois, aucune étude n'a été effectuée pour confirmer ou réfuter cette hypothèse.

3.4.6 Incendies de transformateurs ou de condensateurs électriques. – La crainte que la combustion non contrôlée de BPC puisse entraîner d'importants rejets de PCDF dans l'environnement s'est avérée fondée après une étude de divers incendies de transformateurs et de condensateurs. Six incendies de condensateurs en Suède et en Finlande ont entraîné la formation de PCDF[60].

Un incendie de transformateur à Binghamton, New York, a entraîné la présence d'une quantité totale de 20 µg de PCDD et de 2160 µg de PCDF par gramme[97] dans un échantillon de suie. D'autre part, un incendie de condensateur à Toronto en 1977 a entraîné la présence d'une teneur en PCDF de 5 µg par gramme de suie[98]. Le seul autre incendie de transformateur documenté au Canada est survenu à l'université du Manitoba en 1982. On n'a pas décelé la présence de PCDF dans la suie à des teneurs de l'ordre du nanogramme par gramme[99].

Après l'analyse d'échantillons de suie prélevés à la surface, Jansson et Sundstrom[100] ont supposé qu'il y avait une faible dispersion des contaminants après un incendie. Toutefois, aucune surveillance atmosphérique particulière n'a été effectuée. À cause de la diversité des conditions d'incendie[101], des quantités diverses de BPC pouvant être libérés pendant un incendie et des mesures de contrôle pour l'utilisation de matériels électriques contenant des BPC, il n'est pas possible d'évaluer les quantités de PCDD et de PCDF rejetés dans l'environnement.

4 SOURCES CRÉÉES PAR LES ÉMISSIONS DES VÉHICULES AUTOMOBILES

Les véhicules automobiles constituent une autre source potentielle d'émissions de dioxines dans l'atmosphère. Seuls des travaux très limités ont porté sur ce type de contamination. Un ensemble d'échantillons analysés pour l'Environmental Protection Agency a donné les résultats suivants:

a) aucune dioxine n'a été trouvée dans les échantillons d'émissions de moteur diesel (limite de détection: 40 pg);

b) dans le cas des véhicules munis d'un catalyseur, des taux d'émission de 640 pg (dioxines totales) par kilomètre et de 24 pg (2,3,7,8-T_4CDD) par kilomètre ont été trouvés;

c) dans le cas des véhicules fonctionnant à l'essence au plomb, des taux d'émission de 2240 pg (dioxines totales) par kilomètre et 128 pg par kilomètre (2,3,7,8-T_4CDD)[102] ont été trouvés.

En supposant qu'environ 14,1 millions de véhicules parcourent en moyenne 20 800 km chaque année, et qu'on a une proportion de 60/40 pour l'essence au plomb et l'essence sans plomb, les émissions de dioxines peuvent être évaluées comme au tableau 21[103].

TABLEAU 21 Émissions canadiennes de dioxines, véhicules automobiles, 1980

Type de carburant	*Dioxines totales (g)*	*2,3,7,8-T_4CDD*
Essence au plomb	150	9
Essence sans plomb	30	1
Total	180	10

On a recueilli, gratté et analysé des échantillons de silencieux de véhicules automobiles fonctionnant à l'essence ou au diesel pour doser les dioxines chlorées[36, 37]. Les données sont résumées au tableau 22. On n'a décelé l'isomère 2,3,7,8-T_4CDD que dans l'un des cinq échantillons des véhicules fonctionnant à l'essence, et dans seulement un des deux échantillons de camions à moteur diesel.

TABLEAU 22 Teneurs en dioxines des silencieux de véhicules automobiles

	Groupe de dioxines (ppt)			
Type de carburant	*T_4CDD*	*H_6CDD*	*H_7CDD*	*OCDD*
Essence	1,4 - 4,4	N.D. - 2,0	N.D. - 14	8 - 72
Diesel	N.D. - 23	N.D. - 27	35 - 110	190 - 280

N.D.: non décelé.

RÉFÉRENCES

1. *Study on State-of-the-Art of Dioxin from Combustion Sources*, préparé par Arthur D. Little, Inc., distribué par l'American Society of Mechanical Engineers, 1981.

2. Jones, P.A., *Les chlorophénols et leurs impuretés dans l'environnement canadien*, Direction générale du contrôles des incidences environnementales, Service de la protection de l'environnement, Environnement Canada, SPE 3-EC-81-2F.

3. Conseil national de recherches du Canada, *Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins: Criteria for Their Effects on Man and His Environment*, NRCC 18574, 1981.

4. Agriculture Canada, Division des services de laboratoire, information non publiée, 1984.

5. Dearborn Environmental Consulting Services, *Thermal Destruction of Chlorophenol Residues*, préparé pour Environnement Canada, juillet 1983.

6. Esposito, M.P., *et al.*, (PedCo Environmental), *Dioxins: Volume I – Sources, Exposure, Transport and Control* (préparé pour l'U.S. Environmental Protection Agency), EPA600/2-80-197, novembre 1980.

7. Rappe, C., *et al.*, «Identification of polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) in commercial chlorophenol formulations», *Chemosphere*, 7(12): 981-991, 1978.

8. U.S. Environmental Protection Agency, *Organic Chemical Manufacturing, Volume 1: Program Report*, décembre 1980.

9. Environnement Canada, Direction des programmes industriels «Summary report of the 1982 dioxin effluent survey», rapport préliminaire non publié, janvier 1984.

10. Environnement Canada, Direction des produits chimiques commerciaux, information non publiée, 1983.

11. Environnement Canada, Direction des produits chimiques commerciaux, *Les chlorophénols et leurs impuretés dans l'environnement canadien, Supplément 1983*, rapport SPE 3-EP-84-3F.

12. Lamberton, J., *et al.*, «The determination of polychlorodibenzo-*p*-dioxins in pentachlorophenol and wood treatment solutions», *Am. Ind. Hyg. Assoc. J.*, 40(9): 816-822, 1979.

13. Gebefugi, I., *et al.*, «Occurrence of pentachlorophenol in enclosed environments», *Ecotoxicol. Environ. Safety*, 3:269-300, 1979.

14. Lamparski, L.L., *et al.*, «Photolysis of pentachlorophenol-treated wood. Chlorinated dibenzo-*p*-dioxin formation», *Environ. Sci. Technol.*, 14(2): 196-200, février 1980.

15. Dobbs, A.J. et C. Grant, «Octochlorodibenzo-*p*-dioxin in wood treatment materials and treated wood», *Chemosphere*, 10: 1185-1193, 1981.

16. Statistique Canada, *Importations par marchandises; Commerce de marchandises, détail des produits*, Publication CS65-007 (différentes années).

17. Conseil national de recherches du Canada, *Phenoxy Herbicides – Their Effects on Environmental Quality*, NRCC 16075, 1978.

18. Cochrane, W.P., *et al.*, «Determination of chlorinated dibenzo-*p*-dioxin contaminants in 2,4-D products by gas chromatography – mass spectrometric techniques», *Journal of Chromatography*, 217: 289-299, 1981.

19. Stewart, M., Communication personnelle, Division des pesticides, Agriculture Canada, 1983.

20. Norstrom, A., *et al.*, «Analysis of some older scandinavian formulations of 2,4-D dichlorophenoxyacetic acid and 2,4,5-T trichlorophenoxyacetic acid for contents of chlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans», *Scand. J. Work Environ. Health*, 5:375-378, 1978.

21. Cedar, F., communication personnelle, Division des pesticides, Agriculture Canada, 1983.

22. Cochrane, W.P., *et al.*, *Levels of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins in 2,4-D Technical Products*, Division des services de laboratoire, Agriculture Canada, juillet 1982.

23. Halperin, W.E., *et al.*, «Dioxin: an overview», *The American Statistician*, 36(3): 284-289, 2e partie, août 1982.

24. Agriculture Canada, *Amendement aux Règlements sur les produits antiparasitaires*, Gazette du Canada, partie II, vol. 113, n° 5, 20 février 1979.

25. Santé nationale et Bien-être social, *Code canadien d'identification des drogues*, 6e édition.

26. Lovering, E.G., communication personnelle, Bureau de recherche, médicaments, Santé nationale et Bien-être social Canada, 1983.

27. Woolson, E.A., *et al.*, «Survey of polychlorodibenzo-*p*-dioxin content in selected pesticides», *J. Agric. Food Chem.*, 20: 351-354, 1972.

28. Forrette, J.E. et A.L. Rozek, *Analysis of Technical Dicamba for 2,7-Dichlorodibenzo-para-Dioxin and 2,3,7,8-Tetrachlorodibenzo-para-Dioxin*, Velsicol Chemical Corporation, septembre 1977.

29. Santé et Bien-être social Canada, information non publiée, 1984.

30. Conseil national de recherches du Canada, *Polychlorinated Biphenyls: Biological Criteria for an Assessment of Their Effects on Environmental Quality*, NRCC16077, 1978.

31. Nisbet, I.C.T. et A.F. Sarofim Jr., «Rates and routes of transport of PCB's in the environment», *Environ. Health Perspect.*, 1(1): 159-164, 1972.

32. Environnement Canada, Direction des produits chimiques commerciaux, «National PCB inventory for Canada», rapport préliminaire non publié, 1983.

33. Electric Power Research Institute, *State-of-the-Art Review: PCDDs and PCDFs in Utility PCB Fluid*, EPRI CS3308, novembre 1983.

34. Bowes, G.W., *et al.*, «Identification of chlorinated dibenzofurans in American polychlorinated biphenyls», *Nature*, 26: 305-307, 24 juillet 1975.

35. Chittim, B.G., *Chlorinated Dibenzofurans and Dibenzo-p-Dioxins: Detection and Quantitation in Electrical Equipment and Their Formation During the Incineration of PCB's*, Wellington Science Associates Inc., préparé en vertu d'un contrat pour Pêches et Environnement Canada, septembre 1979.

36. Dow Chemical Co., *The Trace Chemistries of Fire – A Source of and Routes for the Entry of Chlorinated Dioxins into the Environment*, The Chlorinated Dioxin Task Force, Michigan Division, 1978.

37. Bumb, R.R., *et al.*, «Trace chemistries of fire: a source of chlorinated dioxins», *Science*, 210: 385-391, octobre 1980.

38. Lustenhouwer, J., *et al.*, «Chlorinated dibenzo-*p*-dioxins and related compounds in incinerator effluents: a review of measurements and mechanisms of formation», *Chemosphere*, 9: 501-522, 1980.

39. Olie, K., *et al.*, «Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and related compounds in incinerator effluents», *Pergamon Series on Environmental Science, Volume 5 – Chlorinated Dioxins and Related Compounds Impact on the Environment*, pp. 227-244, 1982.

40. Cavallaro, A., *et al.*, «Summary of results of PCDDs analyses from incinerator effluents», *Chemosphere*, 11: 859-868, 1982.

41. Eiceman, G.A., *et al.*, «Distribution of PCDDs and other toxic compounds generated on fly ash particulates in municipal incinerators», *Journal of Chromatography*, 239: 173-180, 1982.

42. Liberti, A., *et al.*, «Determination of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and polychlorodibenzofurans in environmental samples by gas chromatography – mass spectometry», *J. Chromatogr.*, 242: 111-118, 1982.

43. Karasek, F.W. et A.C. Viau, «Gas chromatographic – mass spectrometric analysis of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and organic compounds in high temperature fly ash from municipal waste incineration», *J. Chromatogr.*, 265: 79-88, 1983.

44. Clement, R.E. et F.W. Karasek, «Distribution of organic compounds adsorbed on size-fractionated municipal incinerator fly-ash particles», *J. Chromatogr.*, 234: 395-405, 1982.

45. Environnement Canada, Division de la gestion des banques de données, information non publiée, 1984.

46. Environnement Canada, Division de la mesure de la pollution, *Source Testing Studies of Polychlorinated Dibenzo-p-dioxins (PCDD) and Dibenzofurans (PCDF)*, rapport non publié, 1984.

47. Environnement Canada, Service de la protection de l'environnement, Région du Québec, *Mesure des émissions de polychlorodibenzo-p-dioxines (PCDD) et de polychlorodibenzofurannes (PCDF) provenant de l'incinérateur Des Carrières à Montréal*, rapport SPE 5/UP/RQ1, décembre 1984.

48. Ozvacic, V., *et al.*, *Determination of Chlorinated Dibenzo-p-Dioxins, Chlorinated Dibenzofurans, Chlorinated Biphenyls, Chlorobenzenes and Chlorophenols in Air Emissions and Other Process Streams at SWARU in Hamilton.* Rapport fait conjointement par Air Resources and Laboratory Services and Applied Research Branches, MOE et l'Ontario Research Foundation, rapport n° ARB-02-84-ETRD, 1984.

49. Tiernan, T.O., *et al.*, «Chlorodibenzodioxins, chlorodibenzofurans and related compounds in the effluents from combustion processes», *Chemosphere*, 12: 595-606, 1983.

50. Ahling, B. et A. Lindskog, «Emission of chlorinated organic substances from combustion», *Pergamon Series on Environmental Science, Volume 5 – Chlorinated Dioxins and Related Compounds Impact on the Environment*, pp. 215-225, 1982.

51. Redford, D.P., *et al.*, «Emissions of PCDDs and PCDFs from combustion sources», présenté à l'International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds, Arlington, Virginia, 25 au 29 octobre 1981.

52. Gizzi, F., *et al.*, «Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins (PCDD) and polychlorinated dibenzofurans (PCDF) in emissions from an urban incinerator. 1. Average and peak values», *Chemosphere*, 11: 577-583, 1982.

53. Karasek, F.W., *et al.*, *Generation of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins from Canadian Municipal Incinerators*, University of Waterloo, Waterloo, Ontario, 1981.

54. Clement, R.E., *et al.*, «Levels of chlorinated organics in a municipal incinerator», présenté à l'American Chemical Society Annual Meeting, Washington, D.C., août 1983.

55. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, «Hazardous contaminants and standards Branch», rapport non publié, mars 1984.

56. Kidd, J., «Emissions from municipal refuse incinerators» (draft report), préparé pour la Direction des programmes industriels, Environnement Canada, juin 1984.

57. Ozvacic, V., *et al.*, «Emissions of chlorinated organics from two municipal incinerators in Ontario», présenté au 77th APCA Annual Meeting, San Francisco, Californie, juin 1984.

58. Environnement Canada, Centre des techniques des eaux usées, information non publiée, 1983.

59. Shih, C., *et al.*, (TRW, Inc.), *Emissions of Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins (PCDDs) and Dibenzofurans (PCDFs) from the Combustion of Fossil Fuels, Wood and Coal Refuse* (préparé pour l'U.S. Environmental Protection Agency), EPA Contract No. 68-02-3138, décembre 1980.

60. Rappe, C., *et al.*, «Polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins, dibenzofurans, and other polynuclear aromatics formed during incineration and polychlorinated biphenyl fires», *Chlorinated Dioxins and Dibenzofurans in the Total Environment*, pp. 99-124, 1983.

61. Jan, W. et A. Sheffield, *Inventaire national des sources et des émissions de plomb* (1978), Division de l'analyse des données, Direction générale de l'assainissement de l'air, Environnement Canada, EPS 3-EP-83-6.

62. Ontario Research Foundation, *Environmental Testing During Liquid Industrial Waste Burning in a Rotary Cement Kiln, Final Report*, avril 1984.

63. Martin, C.B., *Witness Statement-Involvement in Victoria Hospital Corporation Proposed Energy from Waste Plant*, janvier 1983.

64. Environnement Canada, Division de la mesure de la pollution, *Report on a Stack Sampling Program to Measure the Emissions of Selected Trace Organic Compounds, Particulates, Heavy Metals and HCl from the Royal Jubilee Hospital Incinerator, Victoria, B.C.*, rapport non publié, avril 1983.

65. Hryhorczuk, D.O., *et al.*, «A wire reclamation incinerator as a source of environmental contamination with tetrachlorodibenzo-*p*-dioxins and tetrachlorodibenzofurans», *Archives of Environmental Health*, 36: 228-234, 1981.

66. Kimble, B.J. et M.L. Gross, «*Tetrachlorodibenzo-p-dioxin* quantitation in stack-collected coal fly ash», *Science*, 207: 59-61, janvier 1980.

67. Czuczwa, J.M. et R.A. Hites, «Environmental fate of combustion-generated polychlorinated dioxins and furans», *Environ. Sci. Technol.*, 18: 444-450, 1984.

68. U.S. Environmental Protection Agency, *Comprehensive Assessment of the Specific Compounds Present in Combustion Processes, Volume 3–National Survey of Organic Emissions from Coal-Fired Utility Boiler Plants*, EPA560/5-83-006, septembre 1983.

69. Environnement Canada, Direction générale de la pollution des eaux, *Dioxin Analyses of Ashes from Electrical Generating Stations*, rapport préliminaire non publié, juillet 1982.

70. Zenon Environmental Inc., *Characterization of Organic Contaminants in Selected Coal-Fired Power Station Ashes*, préparé pour Environnement Canada, 1983.

71. Zenon Environmental Inc., *Characterization of Organic Contaminants in Pulverized Coal-Fired Power Generating Station Ash Samples*, préparé pour Environnement Canada, 1984.

72. Statistique Canada, *Bulletin trimestriel – disponibilité et écoulement d'énergie au Canada*, publication CS57-003, 4e trimestre, 1980.

73. Junk, J.A. et Richard, J.J., «Dioxins not in effluents from coal/refuse combustion», *Chemosphere*, 10: 1237-1241, 1981.

74. Vick, R.D. *et al.*, «Organic emissions from combustion of combination coal/refuse to produce electricity», *Chemosphere*, 7: 893-902, 1978.

75. Buser, H.R., *et al.*, «Identification of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxin isomers found in fly ash», *Chemosphere*, 7: 165-172, 1978.

76. Buser, H.R., *et al.*, «Identification of polychlorinated dibenzofuran isomers in fly ash and PCB pyrolyses», *Chemosphere*, 7: 419-429, 1978.

77. Higgins, G.H. (Systech Corporation), *An Evaluation of Trace Organic Emissions from Refuse Thermal Processing Facilities* (préparé pour l'U.S. Environmental Protection Agency), Contract No. 68-01-6071, juillet 1982.

78. Environnement Canada, Direction des programmes industriels, Division des opérations minières et métallurgiques, information non publiée, 1984.

79. Clement, R.E., *et al.*, «Levels of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans in wood burning stoves and fireplaces», présenté au 4e International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds, Ottawa, Ontario, octobre 1984.

80. Nestrick, T.J. et L.L. Lamparski, «Isomer-specific determination of chlorinated dioxins for assessment of formation and potential environmental emission from wood combustion», *Anal. Chem.*, 54: 2292-2299, 1982.

81. Statistique Canada, *Exploitation forestière, 1980*, Ottawa, 1982, n° de cat. CS25-201/1980, ISSN 0701-645X.

82. Ahling, B., *et al.*, «Formation of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and dibenzofurans during combustion of a 2,4,5-T formulation», *Chemosphere*, 6: 461-468, 1977.

83. Stehl, R.H. et L.L. Lamparski, «Combustion of several 2,4,5-trichlorophenoxy compounds: formation of 2,3,7,8-TCDD», *Science*, 197: 1008-1009, septembre 1977.

84. Rappe, C., *et al.*, «Formation of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDF) by burning or heating chlorophenates», *Chemosphere*, 7: 269-281, 1978.

85. Jansson, B., *et al.*, «Formation of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins during combustion of chlorophenol formulations», *The Science of the Total Environment*, 10: 209-217, 1978.

86. Williams, D.A., *Identification of Organic Emissions Resulting from the Burning of Ammunition Boxes at CFB*, Petawawa, Ontario, Division de la mesure de la pollution, Environnement Canada, 1982.

87. DaRos, B., *et al.*, (Acurex Corporation), Emissions and Residue Values from Waste Disposal During Wood Preserving (préparé pour l'U.S. Environmental Protection Agency), EPA600/2-82-062, avril 1982.

88. Stretz, L.A., *et al.*, «Controlled air incineration of hazardous chemical waste at the Los Alamos National Laboratory», présenté à la Waste Management Conference, Tuscon, Arizona, 1982.

89. Environnement Canada, Bureau régional du Pacifique, information non publiée, 1984.

90. Environnement Canada, Direction des programmes industriels, Division de l'extraction et du traitement des ressources renouvelables, information non publiée, 1984.

91. Becker, D., *et al.*, «Open burning of creosote treated rail ties: a case study in health risk assessment», présenté au 77e APCA Annual Meeting, San Francisco, Californie, 1984.

92. Buser, H.R., *et al.*, «Formation of polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) from the pyrolysis of PCBs», *Chemosphere*, 7: 109-119, 1978.

93. Buser, H.R., «Formation of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) from the pyrolysis of chlorobenzenes», *Chemosphere*, 8: 415-424, 1979.

94. Chiu, C., *et al.*, «Polychlorinated hydrocarbons from power plants, wood burning and municipal incinerators», *Chemosphere*, 12: 607-616, 1983.

95. Mahle, N. et L. Whiting, «The formation of chlorodibenzo-*p*-dioxins by air oxidation and chlorination of bituminous coal», *Chemosphere*, 9: 693-699, 1980.

96. Statistique Canada, *Production et disposition des produits du tabac*, publication CS32-022, décembre 1980.

97. Smith, R.M., *et al.*, «Analysis for 2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin in a soot sample from a transformer explosion in Binghamton, New York», *Chemosphere*, 11(8): 715-720, 1982.

98. Ministère de l'Environnement de l'Ontario, Communiqué à la presse, 13 février 1978.

99. Environnement Canada, Direction des produits chimiques commerciaux, *Les incendies dans le matériel électrique contenant des PCB: propositions visant à empêcher la contamination par les PCDF*, rapport SPE 1/CC/2, mars 1985.

100. Jansson, B. et G. Sundstrom, «Formation of polychlorinated dibenzofurans (PCDF) during a fire accident in capacitors containing polychlorinated biphenyls (PCB)». *Pergamon Series on Environmental Science, Volume 5 – Chlorinated Dioxins and Related Compounds Impact on the Environment*, pp. 201-208, 1982.

101. Federal Register, Environmental Protection Agency, *Polychlorinated Biphenyls (PCBs); Manufacture, Processing, Distribution in Commerce and Use Prohibitions; Use in Electrical Transformers*, pp. 11070-11083, 23 mars 1984.

102. U.S. Environmental Protection Agency, Mobile Sources Measurements Research Section, information non publiée, 1982.

103. Environnement Canada, Direction des programmes industriels, Division des systèmes de transport, information non publiée, 1982.

BIBLIOGRAPHIE

Ahling, B., *et al.*, «Formation of chlorinated hydrocarbons during combustion of poly (vinyl chloride)», *Chemosphere*, 7(10): 799-806, 1978.

American Chemical Society, Division of Environmental Chemistry, «Preprint extended abstracts», Kansas City, Missouri, septembre 1982.

Bird and Hale Ltd., «Municipal refuse statistics for Canadian communities of over 100 000 (1976-1977)», préparé pour la Direction des déchets, Environnement Canada, 1978.

Buser, H.R. et C. Rappe, «Formation of polychlorinated dibenzofurans (PCDFs) from the pyrolysis of individual PCB isomers», *Chemosphere*, 8: 157-174, 1979.

Cavallaro, A., *et al.*, «A method for the determination of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxins at ppt levels in vegetables by high-resolution gas chromatography and low-resolution mass spectrometry», *Chemosphere*, 9: 623-628, 1980.

Clement, R.E., *et al.*, «Daily variations in composition of extractable organic compounds in fly-ash from municipal waste incineration», *Intern. J. Environ. Anal. Chem.*, 17: 257-266, 1984.

Cochrane, W.P., *et al.*, «Analysis of technical and formulated products of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid for the presence of chlorinated dibenzo-*p*-dioxins» (présenté à l'atelier «Impact of Chlorinated Dioxins and Related Compounds on the Environment»), 22 au 24 octobre 1980.

Cochrane, W.P., *et al.*, *Microcontaminant Dioxin Analysis of Pesticide Products*, Agriculture Canada, 1981.

Duckett, E.J., «Dioxins in perspective: knowns, unknowns, resolving the issue», *Solid Wastes Management*, pp. 56-57, 88-89, mai 1981.

Eiceman, G.A. et H.O. Rghei, «Chlorination reactions of 1,2,3,4-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxins and polynuclear aromatic hydrocarbons in fly ash from a municipal incinerator», *Anal. Chem.*, 53(7): 955-959, juin 1981.

Environnement Canada, *Dioxins in the Vicinity of Two Atlantic Region Wood Preserving Operations*, Division de la surveillance, EPS5-AR-81-2, août 1981.

Esposito, M.P. et D.R. Watkins, «Airborne Dioxins: The Problem in Review» (présenté au 73e Annual Meeting of the Air Pollution Control Association), Montréal, Québec, 22 au 27 juin 1980.

Hall, R.L., *et al.*, *Materials Balance for Chlorophenols. Level 1 – Preliminary* (préparé pour l'U.S. Environmental Protection Agency), EPA-560/13-80-004, février 1980.

Hay, A., «It kills weeds, but what about people?», *New Scientist*, pp. 158-161, 15 juillet 1982.

Santé et Bien-être social Canada et Environnement Canada, «Comité consultatif d'experts sur les dioxines. Rapport aux Ministres», novembre 1983.

Comité interministériel des produits chimiques toxiques, «Les dioxines au Canada: Approche fédérale», décembre 1983.

Josephson, J., «Chlorinated dioxins and furans in the environment», *Environ. Sci. Technol.*, 17(3): 124A-128A, mars 1983.

Karasek, F.W., *et al.*, «Dioxins from garbage: previously unknown sources of toxic compounds is being uncovered using advanced analytical instrumentation», *Canadian Research*, pp. 50-56, septembre 1980.

Karasek, F.W., *et al.*, «Distribution of PCDDs and other toxic compounds generated on fly ash particulates in municipal incinerators», *Journal of Chromatography*, 239: 173-180, 1982.

Kriebel, D., «The dioxins: toxic and still troublesome», *Environment*, 23(1): 6-13, janvier-février 1981.

Lamparksi, L.L. et T.J. Nestrick, «Determination of tetra-, hexa-, hepta-, and octachlorodibenzo-*p*-dioxin isomers in particulate samples at parts per trillion levels», *Anal. Chem.*, 52: 2045-2054, novembre 1980.

Lamparksi, L.L., *et al.*, «Presence of chlorodibenzo dioxins in a sealed 1933 sample of dried municipal sewage sludge», *Chemosphere*, 13: 361-365, 1984.

Miller, S., «The PCB imbroglio», *Environ. Sci. Technol.*, 17(1): 11A-14A, janvier 1983.

Conseil national de recherches du Canada, *Chlorinated Phenols: Criteria for Environmental Quality*, NRCC 18578, 1982.

Conseil national de recherches du Canada, *Polychlorinated Dibenzo-p-Dioxins: Limitations to the Current Analytical Techniques*, NRCC18576, 1981.

Nestrick, T.J., *et al.*, «Comments on variations in concentrations of organic compounds including polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins and polynuclear aromatic hydrocarbons in fly ash from a municipal incinerator», *Anal. Chem.*, 54: 823-824, 1982.

Nichols, A., *Dioxin in Canada* (préparé pour le Conseil des sciences du Canada), 8 novembre 1976.

Rappe, C., *et al.*, «Identification and quantification of polychlorinated dibenzo-*p*-dioxins (PCDDs) and dibenzofurans (PCDFs) in 2,4,5-T ester formulations and herbicide orange», *Chemosphere*, 7: 431-438, 1978.

Rghei, H.O. et G.A. Eiceman, «Absorption and thermal reactions of 1,2,3,4-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin on fly ash from a municipal incinerator», *Chemosphere*, 11(6): 569-576, 1982.

Rghei, H.O. et G.A. Eiceman, «Adsorption and chlorination of dibenzo-*p*-dioxin and 1-chlorodibenzo-*p*-dioxin on fly ash from municipal incinerators», *Chemosphere*, 13: 421-426, 1984.

Smith, R.J., «Dioxins have been present since the advent of fire, says Dow», *Science*, 202: 1166-1167, 15 décembre 1978.

Stehl, R.J. et L.L. Lamparski, «Combustion of several 2,4,5-trichlorophenoxy compounds: formation of 2, 3,7,8-tetrachlorodibenzo-*p*-dioxin», *Science*, 197: 1008-1009, 2 septembre 1977.

Third International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds, Abstracts, Salzburg, Autriche, 12 au 14 octobre 1982.

Tierman, T.O., *et al.*, «Characterization of toxic components in the effluents from a refuse-fired incinerator», *Resources and Conservation*, 9: 343-354, 1982.

Van Ness, G.F., *et al.*, «Tetrachlorodibenzo-*p*-dioxins in chemical wastes, aqueous effluents and soils», *Chemosphere*, 9: 553-563, 1980.

Wong, T.S., «Dioxin formation and destruction in combustion processes», présenté au 77e APCA Annual Meeting, San Francisco, Californie, 1984.